

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

RECONSTITUTION HISTORIQUE DE LA CROISSANCE DE LA HAUTEUR  
DOMINANTE DES PEUPELEMENTS FORESTIERS MIXTES : UNE APPROCHE PAR  
PHOTOGRAMMÉTRIE ET ALTIMÉTRIE LASER

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE

PAR  
CAMILA PREZA YAZBEK

AVRIL 2011

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier Benoît St-Onge, qui m'a accepté au sein de l'équipe du laboratoire de cartographie de dynamiques forestières et qui m'a fait découvrir une manière différente de voir la forêt. Merci pour l'encadrement, les conseils et surtout les encouragements.

Je tiens à remercier également à Frédéric Raulier, mon codirecteur, qui m'a aidé à bien cibler la problématique de recherche lors de notre première rencontre et qui a toujours su me pousser pour approfondir mes analyses. Je remercie Daniel Kneeshaw et David Pothier, aussi membres du comité d'évaluation, pour leurs commentaires et suggestions. J'exprime également ma reconnaissance à Pierre Legendre pour la rigueur statistique ainsi qu'à Mario Bédard pour les conseils méthodologiques.

Cette recherche n'aurait pas été possible sans les bourses d'excellence octroyées par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Fonds Québécois de recherche sur la nature et les technologies, ainsi que les contributions de la Fondation UQÀM-Power Corporation et du Centre d'étude de la forêt (CEF). Un gros merci!

J'aimerais aussi exprimer ma gratitude à ceux qui m'ont aidé tout au long de mon parcours, notamment à Cédric pour les leçons pratiques de photogrammétrie, et un grand merci à Jean-Luc, qui a lu ce mémoire à maintes reprises et qui a amélioré nettement la qualité du français.

Finalement, je tiens à remercier ma famille et mes amis qui m'ont toujours appuyé et encouragé, et ce, en dépit de la distance qui nous sépare.

## TABLE DE MATIÈRES

LISTE DE FIGURES .....	vi
LISTE DE TABLEAUX .....	vii
RÉSUMÉ .....	viii
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE I	
REVUE DE LITTÉRATURE .....	4
1.1. L'écologie forestière et la productivité de peuplements forestiers.....	4
1.1.1. L'interaction des essences forestières dans les peuplements mixtes.....	4
1.1.2. Les peuplements mixtes de la forêt boréale canadienne .....	6
1.2. La modélisation de la croissance des arbres et de l'accroissement de la hauteur .....	9
1.2.1. Les courbes de croissance, les courbes de rendement et l'IQS .....	9
1.3. La télédétection appliquée en foresterie .....	18
1.3.1. Les photographies aériennes et la photogrammétrie .....	18
1.3.2. Le Lidar .....	19
1.3.3. Les applications pour la mesure et le suivi temporel des paramètres forestiers .....	22
CHAPITRE II	
MATERIEL ET MÉTHODES .....	31
Caractéristiques de la zone d'étude .....	31
2.1. Données et traitement de données .....	35
2.1.1. Les photographies aériennes et les modèles numériques de surface .....	36
2.1.2. Le Lidar et les modèles numériques de surface et de terrain .....	38
2.1.3. Les placettes permanentes .....	38
2.2. Présentation et estimation de variables .....	40

2.2.1. La hauteur dominante .....	40
2.2.2. L'indice de qualité de station .....	41
2.2.3. La hauteur dominante prédite selon les modèles de Pothier et Savard (1998) .....	43
2.2.4. Les variables environnementales.....	44
2.2.5. Préparation de tables de données .....	46
2.3. Approches statistiques .....	48
2.3.1. Étude à priori de la structure de la matrice réponse Y .....	48
2.3.2. Analyse de facteurs d'autécologie et de synécologie .....	49
2.3.3. Analyse de la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante .....	50
CHAPITRE III	
RÉSULTATS .....	52
3.1. Traitement de données de télédétection et préparation de tables de données .....	52
3.1.1. Estimation de l'erreur associée au traitement de données de photogrammétrie et altimétriques .....	52
3.2. Caractérisation générale de placettes : structure forestière et caractéristiques biophysiques .....	59
3.3. Analyse de la hauteur dominante .....	61
3.3.1. Étude à priori de la structure de la matrice réponse Y .....	61
3.3.2. Analyse de facteurs d'autécologie et de synécologie .....	62
3.3.3. Analyse de la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante .....	64
CHAPITRE IV	
DISCUSSION .....	70
4.1. L'analyse de la hauteur dominante et les facteurs d'autécologie et de synécologie ..	70
4.2. La validation du modèle de Pothier et Savard (1998) .....	72
4.2.1. La complexité de peuplements mixtes résineux .....	73
CONCLUSION .....	80

APPENDICE A	
Synthèse des variables réponses et explicatives (définitions et sources).....	83
APPENDICE B	
Schémas synthèse de la méthodologie .....	86
2.1.1. La création de MHCs.....	86
2.1.2. Le calcul et la validation de l'IQS.....	87
2.1.3. La validation de modèles de Pothier et Savard (1998).....	88
APPENDICE C	
Erreurs associées au traitement des blocs photogrammétriques.....	89
APPENDICE D	
Dendrogramme de Ward .....	91
APPENDICE E	
Résultat de la régression de type 2 .....	92
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	95

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1. Zone d'étude – Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet.....	33
2.1.1.1. Clichés disponibles dans la zone d'étude pour 1945, 1965 et 1983.....	36
3.1.2.1. Mesures Hd-MHCs vs Mesures Hd manuelles.....	56
3.1.2.2. Mesures Hd-MHCs vs Mesures d'inventaire.....	56
3.1.2.3. Extraits des orthophotographies et MHCs.....	57
3.1.3.1. Validation de l'équation 3 (Calcul de l'IQS).....	58
3.1.3.2. Évolution de la hauteur dominante entre 1945 et 2003 .....	59
3.3.2.1. Résultat de l'analyse de redondance.....	63
3.3.3.1. Validation du modèle de Pothier et Savard (1998) pour le peuplier faux-tremble et pour le sapin baumier.....	64
3.3.3.2. Données observées (photo-lidar) et prédites par Pothier et Savard (1998) en 2003 par type de peuplement.....	67

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1. Principaux traits des essences prédominantes dans la zone d'étude.....	32
2.1.1.1. Caractéristiques des photographies aériennes.....	36
2.1.2.1. Caractéristiques des données Lidar.....	38
2.1.3.1. Nombre de placettes selon la zone de recouvrement de chaque année.....	39
2.2.6.1. Nombre de placettes selon la zone de recouvrement de chaque année après le traitement des données.....	47
3.1.1.1. Paramètres pour l'ajustement des $MNS_{PL}$ .....	54
3.1.2.1. Paramètres de régression Hd-MHC vs Hd mesures manuelles.....	55
3.1.2.2. Précision de la mesure de Hd à partir des MHCs.....	55
3.2.1. Structure verticale par type de peuplement.....	60
3.2.2. Description statistique des variables quantitatives.....	60
3.3.2.1. Résultat de l'analyse de redondance.....	62
3.3.2.2. Variables sélectionnées dans le modèle parcimonieux.....	63
3.3.2.3. Résultat de l'analyse de redondance du modèle parcimonieux.....	64
3.3.3.1. Corrélations et coefficients de détermination ajustés entre données observées et prédites.....	65
3.3.3.2. Erreur quadratique moyenne et biais de prédiction pour chaque essence...	65
3.3.3.3. Corrélations et résultats de la régression de modèle de type 2.....	68
3.3.3.4. Erreur quadratique moyenne et biais de prédiction par type de peuplement.	69



## RÉSUMÉ

La présente étude avait pour objectif principal d'examiner la validité des tables de rendement dans la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante des peuplements mixtes situés dans la région du Lac Duparquet (Abitibi-Témiscamingue, Québec). Plus précisément, nous avons d'abord mesuré la hauteur de la canopée pour la période 1945 à 2003 à partir de modèles numériques de surface (MNS) et de modèle numérique de terrain (MNT) photo-lidar pour ensuite les comparer avec les valeurs prédites par les modèles de Pothier et Savard (1998). Notre étude envisageait également une analyse des facteurs environnementaux qui pourraient affecter le développement des peuplements mixtes et en conséquence, engendrer un biais dans la prédiction de la croissance de la hauteur de ceux-ci.

Nous avons réussi à reproduire avec succès les procédures de télédétection, puisque nous avons observé une précision sub-métrique pour les mesures altimétriques des MNS de 1965 et 1983 (0.67 m et 0.60 m respectivement) et une précision d'environ 1.65 m pour 1945. L'erreur quadratique de la hauteur dominante calibrée varie entre 57 cm et 2.12 m et le biais moyen absolu est entre 36 cm à 1.8 m.

À partir de l'analyse des changements de la hauteur dominante entre 1945 et 2003, nous avons constaté que les modèles proposés dans Pothier et Savard (1998) prédisent la hauteur dominante avec une grande acuité pour l'ensemble des peuplements étudiés, à l'exception des peuplements mixtes dominés par les résineux. Les erreurs de prédictions étaient en dessous de 10 % pour les peuplements purs (PF : biais=1.32% (0.27 m), RMSE = 6.61 % (1.36 m); PR : biais =3.08 % (0.37 m), RMSE : 5.17 % (0.62 m)), et ce, pour les peuplements de dominance feuillue ou résineuse. Pour les peuplements mixtes, cependant, nous avons observé que le modèle a tendance à sous-estimer la hauteur dominante, notamment pour les résineux (MF : biais = - 4.67 % (-0.86 m), RMSE = 11.38 % (2.11 m); MR : biais : -11.92 %, (-1.74 m), RMSE : 20.77 % (3.03 m)).

Lorsque nous avons analysé le biais de prédiction en utilisant les variables environnementales, nous avons constaté que trois variables ont contribué de manière significative à la prédiction de l'erreur : le nombre d'essences dans la placette, la tolérance à l'ombre de l'essence dominante, ainsi que le temps depuis la dernière perturbation. Ainsi, le problème dans l'estimation de l'évolution de peuplements mixtes résineux semble être lié à de nombreux facteurs qui vont du trait fonctionnel de l'essence dominante (le sapin baumier est tolérant à l'ombre), à la dynamique du peuplement (âge, nombre d'essences, stabilité de la cohorte dominante, effet de la TBE).

Mots clés : forêt boréale mixte, modèles de croissance, hauteur dominante, photogrammétrie, altimétrie laser

## INTRODUCTION

L'aménagement écosystémique (AE) des forêts, de plus en plus présent au Québec, vise une gestion globale de la forêt qui maintienne son intégrité et sa durabilité à long terme (Gauthier *et al.* 2008). Afin de diminuer l'écart entre les paysages naturels et ceux issus de l'aménagement, l'AE cherche ainsi à conserver les principaux attributs écologiques du paysage, notamment la composition, la structure et la répartition dans l'espace ainsi que les processus écologiques desquels elles émanent (Grenon, Jetté et Leblanc, 2010).

Le maintien de la biodiversité à chaque niveau (paysage, peuplements, espèces, gènes) est ainsi un des facteurs principaux de ce type de gestion. Au niveau du peuplement, échelle souvent privilégiée dans les approches traditionnelles d'aménagement, le maintien de la diversité des espèces peut procurer une plus grande résilience écologique face aux différentes perturbations et une meilleure résistance aux maladies. En outre, le maintien de la biodiversité peut signifier une plus grande productivité de certains types de peuplements, résultat d'une meilleure utilisation des ressources par les différentes essences (différentes niches écologiques, traits fonctionnels) (Kelty, 1992; Man et Lieffers, 1998; MacPherson, 2000; Légaré, Paré et Bergeron, 2004).

Les connaissances de la dynamique de la forêt (les caractéristiques écologiques de chaque espèce et les conditions environnementales du milieu où celle-ci se retrouve) ont été employées par plusieurs modèles, dénommés modèles fonctionnels, afin de reproduire les processus de croissance des peuplements. Mais en raison de la complexité de ceux-ci, le calcul de la possibilité forestière des plans d'aménagements forestiers repose plutôt sur les modèles de croissance empiriques, qui estiment la productivité en fonction de l'accroissement d'une caractéristique donnée du peuplement ou de l'arbre en utilisant des données dendrométriques d'inventaire, et ce, sans intégrer explicitement les connaissances sur les processus écologiques (Houllier et Birot, 1991, Rondeux, 1999).

Actuellement, les tables de production de Pothier et Savard (1998), qui présentent les courbes de croissance pour les principales essences forestières, sont les plus largement utilisées au Québec pour le calcul de l'évolution du volume marchand. Ces courbes de croissance ont été conçues pour le calcul de peuplements de structure régulière et monospécifique, c'est-à-dire qu'en principe, ces courbes ne devraient être utilisées que pour les peuplements naturels constitués d'une seule espèce et dont la structure est plutôt régulière et monoétagée (Pothier *et al.*, 2003). Cependant, au Québec l'évolution du volume marchand total des peuplements mixtes est généralement estimée en additionnant les courbes de référence provenant de peuplements monospécifiques en fonction de la composition des essences forestières de la strate (MRNF, 2004).

Elle [la méthode utilisée pour estimer la productivité d'un peuplement] s'appuie sur quelques prémisses simples. Entre autres, tout peuplement est composé d'un certain nombre d'espèces qui peut être traité individuellement. (...) Chaque espèce peut être décrite par son essence, sa classe de qualité de station, son âge et son volume. La croissance et le développement de chacune sont évalués séparément. Chaque essence est associée à une table de production monospécifique retenue en fonction de la densité du peuplement, de la qualité de la station et de la région de croissance. Enfin, connaissant leur âge respectif et leur importance en volume, il est alors possible de construire une courbe de volume marchand brut pour le peuplement entier (MRNF, 2004).

La précision du calcul de productivité à partir des courbes de croissance pour les peuplements mixtes est ainsi contestable. Premièrement, la hauteur dominante utilisée dans les modèles de croissance est définie espèce par espèce, alors que la hauteur dominante est un paramètre du peuplement. En deuxième lieu, on suggère l'utilisation de l'âge d'une essence particulière, souvent celle d'intérêt commercial, pour établir l'âge du peuplement bien que l'on puisse observer un écart important entre les diverses essences. Finalement, les auteurs s'appuient sur la prémisse selon laquelle l'indice de qualité de station (IQS) est constant dans le temps, alors que certains travaux ont démontré que les peuplements de seconde venue n'auraient pas la

même productivité que les peuplements les ayant précédés (Raulier *et al.*, 2003) et ne seraient pas composés par les mêmes essences.

Malheureusement, peu de recherches ont été faites en vue d'évaluer l'efficacité de la méthode d'estimation actuelle. L'inclusion des connaissances actuelles sur l'interaction entre les espèces dans les équations des modèles de croissance demanderait des données provenant d'un horizon spatiotemporel beaucoup plus élargi qui, mesurées régulièrement, permettraient de détecter et de suivre les changements de la croissance de la forêt. Compte tenu que les données d'inventaire forestier demeurent limitées (leur coût restreint la taille des placettes, le nombre de placettes et la fréquence de mesure), l'utilisation de données en provenance de la télédétection est de plus en plus privilégiée. Avec le raffinement croissant de ces techniques et une meilleure compréhension de ses propriétés, on observe un accroissement de l'utilisation de la télédétection pour l'acquisition, le traitement et la diffusion des données forestières (quantitatives et qualitatives).

Il est donc actuellement possible d'utiliser ces données notamment pour améliorer l'état de connaissances de la croissance des peuplements et vérifier dans quelle mesure les modèles actuels ont besoin d'être modifiés.

C'est dans ce contexte que nous sommes arrivés à notre projet de recherche qui vise à utiliser des méthodes de photogrammétrie et d'altimétrie laser pour examiner la validité de l'utilisation de tables de rendement actuelles dans la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante des peuplements mixtes. Plus précisément, nous désirons d'abord mesurer la hauteur de la canopée pour la période 1945 à 2003 pour les peuplements situés dans la région du Lac Duparquet (Abitibi-Témiscaminque). Ensuite, nous allons vérifier si la croissance réelle des peuplements mixtes correspond aux résultats estimés par les modèles de croissance actuels. Finalement, nous tenterons d'examiner les effets des différentes conditions environnementales sur la croissance de la hauteur dominante et sur la prédiction des modèles afin de vérifier si la variation de la croissance est due à la complexité du peuplement ou à une condition particulière du site.

## CHAPITRE I

### REVUE DE LITTÉRATURE

#### 1.1. L'écologie forestière et la productivité de peuplements forestiers

##### 1.1.1. L'interaction des essences forestières dans les peuplements mixtes

Le potentiel de croissance d'un peuplement est façonné par l'espace de croissance disponible et la niche écologique des essences qui le composent. La niche écologique définit les gradients environnementaux et le moment dans la succession où l'essence est capable de mieux lutter pour les nutriments, l'eau et lumière. Lorsque les arbres ont la même niche écologique et demandent plus d'espace de croissance que celui disponible dans le peuplement, la compétition pour les ressources engendre une diminution de la croissance des arbres. Des avantages compétitifs pourront être observés cependant selon la localisation de l'arbre dans le peuplement, ou selon sa position sociale. Un changement dans la structure du peuplement (perturbation, chablis) peut par contre augmenter l'espace de croissance et faire bénéficier certains individus. Quand les arbres ont des niches écologiques différentes, l'impact de la compétition interspécifique est déterminé par l'interaction entre les espèces et leurs avantages compétitifs (Larson, 1992). Le concept de niche écologique semble indiquer que si deux espèces coexistent c'est qu'elles utilisent les ressources différemment (Vandermeer, 1989). Or, si pour cette raison les ressources disponibles sont mieux réparties, il serait logique de penser que la croissance d'un peuplement mixte soit supérieure à celle d'un peuplement monospécifique. On pourrait également supposer que certaines essences puissent profiter de la présence d'une autre essence dans le peuplement, en bénéficiant des

conditions que l'autre essence crée dans son entourage (mutualisme et commensalisme). D'après Kelty (1992), l'augmentation de la croissance dans les peuplements mixtes n'est possible toutefois que dans trois scénarios.

En premier lieu, les essences doivent se distinguer quant à leur hauteur, leur forme et leur efficacité photosynthétique. En général, l'essence ayant un avantage compétitif va surpasser l'autre en hauteur et imposer une stratification au peuplement (Spurr et Barnes, 1992). Si l'essence qui se trouve dans le sous-couvert est capable de survivre dans les conditions de luminosité offertes, la stratification est maintenue et l'ombre causée par un voisin plus haut n'aura pas un effet négatif sur celle-ci. Si l'essence qui se trouve sous le couvert est une essence intolérante à l'ombre cependant, la stratification ne sera pas viable à long terme.

L'effet de la compétition varie également en fonction de la tolérance à l'ombre de l'essence présente dans la strate dominante (Larson, 1992) : un peuplement composé d'essences intolérantes à l'ombre a un indice de surface foliaire relativement plus petit alors que celui composé d'essences tolérantes à l'ombre a un indice de surface foliaire plus élevé et peut ainsi faire de l'ombre plus amplement pour les voisins plus petits et affecter leur croissance (Larson, 1992). La stratification idéale pour permettre l'utilisation plus efficace de la lumière demanderait ainsi que les essences intolérantes à l'ombre se trouvent dans la strate dominante et que les essences tolérantes soient dans le sous-couvert (Smith *et al.*, 1997). Ce type de peuplement est observé couramment, car le taux de croissance des essences intolérantes à l'ombre est normalement supérieur à celui des essences tolérantes. Néanmoins, cette condition doit être bien répartie à la grandeur du peuplement puisque l'agrégation spatiale d'individus de même essence augmenterait la compétition intraspécifique locale.

En deuxième lieu, les essences doivent présenter une phénologie distincte, notamment pour leur production de feuilles et la durée de leur activité photosynthétique. Par exemple, dans un peuplement où les essences décidues et sempervirentes coexistent, la compétition pour les ressources sera moins importante si leur saison de croissance diffère (p.ex. en théorie les

conifères peuvent bénéficier de plus de ressources dans la période où les feuillus sont caducs).

En troisième lieu, les essences doivent disposer de systèmes racinaires distincts notamment quant à la profondeur et la forme des racines. En général, les essences intolérantes à l'ombre (ou de début de succession) présentent des racines plus profondes que les essences tolérantes, ce qui pourrait signaler une meilleure utilisation des ressources (Grier *et al.*, 1981 et Gale et Grigal, 1987).

#### 1.1.1. Les peuplements mixtes de la forêt boréale canadienne

En considérant les éléments mentionnés ci-dessus, certains auteurs ont vérifié si, et dans quel contexte, les peuplements mixtes de la forêt boréale canadienne présentent une productivité plus élevée que les peuplements monospécifiques (Collins, 2000, Mathey, 2001, Chen *et al.*, 2003, Varga, Chen et Klinka, 2005, MacPherson, 2000, Légaré, Paré et Bergeron, 2004, Cavard *et al.*, 2010). En Colombie-Britannique, en Alberta et au Québec, trois scénarios ont été souvent analysés : les peuplements composés de deux essences intolérantes à l'ombre, les peuplements composés de deux essences tolérantes et finalement ceux qui sont composés d'une essence tolérante et d'une intolérante.

D'abord Collins (2000), a analysé la productivité des peuplements composés de thuya (*Thuja plicata* Donn) et pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla* Raf. Sarg.), deux essences tolérantes à l'ombre. Dans ce cas, la productivité était inférieure dans les peuplements mixtes, notamment due à la compétition interspécifique et intraspécifique, puisque les deux essences ont des niches écologiques assez similaires. Le volume et l'accroissement moyen annuel étaient supérieurs seulement lorsque la proportion de pruche augmentait, lorsque le peuplement était moins dense et lorsqu'il avait une stratification des deux essences (pruche dans la cohorte supérieure). Si la proportion de thuyas était supérieure, c'était plutôt la

surface terrière qui augmentait (les peuplements étaient plus denses). Les auteurs n'ont pas observé une différence significative de hauteur, de diamètre et d'accroissement annuel de thuya entre les peuplements purs et mixtes. Toutefois, pour la pruche de l'Ouest ces paramètres étaient supérieurs dans les peuplements purs.

Mathey (2001) a réalisé une analyse semblable en comparant les peuplements purs de pin tordu (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud) avec les peuplements composés de pin et épinette noire. D'après cette étude, l'effet de la mixité sur la productivité du peuplement dépend notamment de l'âge de celui-ci. Pour les peuplements jeunes, le volume marchant a été supérieur dans les peuplements purs, alors que dans les peuplements âgés de plus de 100 ans (où la stratification présentait le pin dans la cohorte supérieure et l'épinette dans le sous-couvert) le volume marchant a été supérieur dans les peuplements mixtes (16 %). L'auteur n'a cependant pas observé une différence significative entre les peuplements purs et mixtes pour la hauteur dominante ni pour la surface terrière.

Chen *et al.* (2003) ont analysé des peuplements équiens composés de thuya (*Thuja plicata* Donn) et pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla* Raf. Sarg.), de pin tordu (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud) et mélèze de l'Ouest (*Larix occidentalis* Nutt) et de pin tordu et de l'épinette noire (Mathey, 2001). Pour les peuplements composés du mélange thuya-pruche et pin-mélèze, la stratification n'était pas suffisante pour conférer une augmentation de la productivité. Pour les peuplements équiens de pin-épinette la productivité était inférieure pour les peuplements plus jeunes et, supérieure pour les peuplements plus anciens, tel qu'observé par Mathey (2001). Chen *et al.* (2003) ont conclu qu'un peuplement formé de deux essences tolérantes à l'ombre ou deux essences intolérantes peut présenter une productivité égale ou inférieure à celle de peuplements monospécifiques, car les traits écologiques des deux essences étant trop similaires, les arbres souffriront de la compétition intraspécifique.

À partir des mêmes données, Varga, Chen et Klinka (2005) ont évalué la diversité de la structure des peuplements purs et des mixtes en employant l'indice de Shannon et le



coefficient de variation pour la hauteur et le diamètre. L'hypothèse selon laquelle les peuplements mixtes devraient avoir une structure plus diversifiée s'est avérée pour les mélanges composés de deux essences tolérantes à l'ombre (pin-mélèze) ou une intolérante et une tolérante (pin-épinette), mais elle a été rejetée pour le mélange composé de deux essences tolérantes à l'ombre (pruche de l'Ouest et de thuya). Et tel que ses prédécesseurs, ils ont également remarqué un important effet de l'âge sur l'indice de diversité.

MacPherson (2000) a analysé le comportement des peuplements composés de peuplier faux-tremble et d'épinette blanche (*Picea glauca* Moench Voss) et il a observé que les peuplements mixtes étaient en général plus productifs de 12 % par rapport aux peuplements purs de peuplier faux-tremble. Cela confirme les hypothèses de Kabzems et Senyk (1967) et Man et Lieffers (1998) qui croyaient que ces deux essences bénéficiaient de leur coexistence, car elles utilisent les ressources différemment : elles se distinguent quant à leur tolérance à l'ombre, elles détiennent une séparation phénologique et successionnelle et stratifient verticalement en hauteur et en système racinaire. De plus, le peuplier faux-tremble augmente les nutriments disponibles dans le sol en plus d'offrir des conditions d'abri (« sheltered conditions ») et de protéger contre les attaques d'insectes et du vent, ce qui profite à l'épinette blanche.

De leur côté, Légaré, Paré et Bergeron (2004) ont analysé l'effet du peuplier faux-tremble sur l'épinette noire et ont observé un effet positif du tremble uniquement lorsque celui-ci représentait jusqu'à 41 % de la surface terrière. En effet, une proportion de 5-15 % de peuplier faux-tremble semblait suffisante pour augmenter le volume total du peuplement. Toutefois, il semblerait que le mélange serait positif jusqu'à un certain seuil : une proportion supérieure à 41 % engendrait une réduction de la hauteur de l'épinette (pour une proportion de 85 % de peuplier faux-tremble, la réduction de la hauteur de l'épinette était d'environ 13 m).

En comparant le comportement de mêmes essences, Cavard *et al.* (2010) ont testé l'hypothèse que les peuplements mixtes de peuplier faux tremble et épinette noire agiraient

comme puits de carbone plus importants que les peuplements purs composés par ces essences. Les auteurs ont toutefois observé qu'une telle mixture n'est pas la composition qui confère le plus d'absorption de carbone (en ordre décroissant : PF, MF, MR, PR). L'effet nuisible de l'épinette sur le sol semble être compensé par une meilleure disponibilité de lumière et l'effet positif du tremble sur le sol peut être contrebalancé par une compétition accrue pour la lumière et les nutriments (Cavard *et al.*, 2010). Le potentiel de gain dans une mixture pin-épinette serait encore moins évident, car aucune de ces essences n'améliore les conditions édaphiques du site. D'après Cavard *et al.* (2010), une captation de carbone serait plus importante si le peuplement était composé de deux essences ayant des niches écologiques différentes, mais dont les traits ne seraient pas nuisibles (ex. tremble et épinette blanche ou sapin baumier).

D'après ce qui précède, dans les peuplements mixtes où l'on retrouve des essences ayant une variabilité quant à leur tolérance à l'ombre, à leur taux de croissance, à leur type de développement du système racinaire et à leur mode de reproduction, il est commun d'observer une stratification par essence qui pourra engendrer une augmentation de la productivité du peuplement. Compte tenu que l'espace de croissance disponible pour le peuplement change lorsqu'un arbre ou un groupe d'arbre meurt, et que chaque essence a un avantage compétitif différent pour s'approprier de nouvelles ressources, l'interaction entre les espèces au sein du peuplement change avec le temps et elle continue à être façonnée différemment dans chaque stade de la succession écologique.

## 1.2. La modélisation de la croissance des arbres et de l'accroissement de la hauteur

### 1.2.1. Les courbes de croissance, les courbes de rendement et l'IQS

Une courbe de croissance (« growth model ») est une représentation mathématique dynamique, propre à une essence forestière, qui exprime « la croissance d'une caractéristique

dendrométrique donnée [la hauteur, par exemple] sur une période de temps déterminé » (Rondeux, 1999, p.337). Une courbe de rendement (« yield model ») est une représentation mathématique statique, qui met en relation une caractéristique dendrométrique du peuplement à un âge donné, et ce, pour des sites de différentes qualités et densités (Rondeux, 1999). Les courbes d'âge-hauteur sont les courbes de croissance les plus répandues, à partir desquelles l'IQS est généralement estimé. L'IQS est la hauteur observée à un âge de référence<sup>1</sup> dans un faisceau de courbes de rendement ou dans une équation de croissance (Blais *et al.*, 1996). Il est un indicateur particulièrement important, car si l'on présume que la strate dominante a pu se développer sans subir l'effet de compétition (MacFarlane, Green et Burkhart, 2000), l'IQS est capable d'exprimer l'effet des conditions environnementales du milieu sur la croissance d'une essence donnée et d'évaluer ainsi la productivité du peuplement (Spurr et Barnes, 1980). Pour certains auteurs, l'IQS a un rôle qui va au-delà de l'analyse de la productivité du peuplement, offrant également la possibilité d'estimer le potentiel d'un peuplement hypothétique qui pourrait s'y établir dans le futur (Garcia, 1994).

#### 1.2.1.1. La hauteur dominante

La première étape pour dresser des courbes d'âge-hauteur est la définition de la hauteur dominante. Kramer (1959) l'a défini comme étant « la hauteur moyenne relative au peuplement qui concerne une certaine catégorie de bois, un étage ou un nombre déterminé de sujets parmi les plus hauts ou les plus gros » (Rondeux, 1999 p.289). Toutefois, dans la pratique, il n'y a pas de consensus pour l'identification d'une telle catégorie. Il est possible d'estimer la moyenne des 100 plus gros arbres à l'hectare,  $H_{100}$ , ou la moyenne d'une proportion fixe à 10 % ou 20 % des arbres plus hauts,  $H_{10\%}$ ,  $H_{20\%}$ , ou la moyenne des arbres dominants et codominants<sup>2</sup>. Zingg (1994) et Sharma et Parton (2007) ont testé différents

<sup>1</sup> En général, 50 ans (Blais *et al.*, 1996)

<sup>2</sup> Pothier et Savard (1998) utilisent la définition de Pardé et Bouchon (1988)  $H_{100}$ .

<sup>3</sup> Lorsque les arbres ne dépassent pas 6 mètres, on utilise des instruments comme une tige télescopique

<sup>2</sup> Pothier et Savard (1998) utilisent la définition de Pardé et Bouchon (1988)  $H_{100}$ .

types de définition de la hauteur dominante, dont les trois précédents, afin d'évaluer leur impact sur la précision de l'estimation de l'IQS. Zingg (1994) a observé peu de variation significative dans l'IQS lorsqu'il analysait des peuplements purs, mais l'indicateur comportait des différences significatives pour les peuplements mixtes, en particulier lors de l'utilisation de  $H_{10\%}$ ,  $H_{20\%}$ . De leur côté, Sharma et Parton (2007) ont noté que les différentes définitions engendraient des biais distincts : certaines définitions sous-estimaient l'IQS tandis que d'autres le surestimaient. Il ressort de ces deux études qu'il est préférable de bien identifier les arbres de la strate dominante et d'estimer leur hauteur moyenne pour avoir un IQS plus consistant et précis. Il faut néanmoins se rappeler qu'un arbre peut être identifié de manière erronée comme étant dominant ou codominant lors de l'inventaire de terrain (Raulier *et al.*, 2003), ce qui rend difficile d'exprimer la véritable productivité du peuplement.

Outre la définition de la hauteur dominante, une autre difficulté pour dresser la courbe est la manière d'identifier l'accroissement en hauteur. La pratique la plus appropriée afin d'analyser l'accroissement de l'arbre à l'égard de la dynamique du peuplement où il se trouve est de mesurer les mêmes arbres périodiquement dans les placettes permanentes (Raulier *et al.*, 2003). La qualité de la courbe dépend toutefois de l'ancienneté de la placette, la périodicité des mesures et la qualité des données récoltées. Il importe de rappeler que les erreurs instrumentales<sup>3</sup> courantes lors de la mesure de la hauteur des arbres sur pied se retrouvent également dans les courbes d'âge-hauteur (Rondeux, 1999). Lors d'une analyse sur une courte période de temps, cette erreur peut être encore plus importante que l'accroissement en hauteur (Blais *et al.*, 1996).

---

<sup>3</sup> Lorsque les arbres ne dépassent pas 6 mètres, on utilise des instruments comme une tige télescopique pour la mesure directe, mais au-delà, le couvert devient trop dense et la cime des arbres trop étendue (Perron *et al.*, 1996). La mesure indirecte est réalisée à partir des instruments appelés hypsomètres, dont le principe de fonctionnement est basé sur la géométrie et la trigonométrie : on mesure les angles de visée au sommet et au pied de l'arbre et la distance entre l'arbre et l'observateur (Avery et Burkhart, 1994). Les sources d'erreurs sont nombreuses et la hauteur peut être surestimée ou sous-estimée si l'on ne considère pas l'inclinaison de l'arbre, la pente du terrain ou bien si l'on fait une observation imprécise du sommet (Perron *et al.*, 1996).

### 1.2.1.2. L'âge

Deux types d'âge sont fréquemment considérés : l'âge de libération du peuplement et l'âge total d'un arbre (Perron *et al.*, 1996). Le premier correspond à la période de temps écoulée depuis une perturbation majeure; le deuxième se réfère au nombre d'années écoulées entre la germination d'une graine et le moment où l'âge est mesuré. Au début de la succession du peuplement (« stade d'initiation »), la structure du peuplement est équiennne et l'âge total des arbres est approximativement égal à l'âge de libération. Toutefois, lorsque certains arbres meurent et ouvrent le couvert forestier, deux scénarios sont observés : des arbres du sous-couvert peuvent être recrutés et la structure continue équiennne; ou de nouvelles graines germent, la structure devient inéquiennne et l'âge total n'équivaut plus à l'âge de libération (Oliver et Larson, 1996). Dans les peuplements plus anciens, comme nous avons mentionné, la structure inéquiennne est plus courante et l'âge total du peuplement devient une variable plus difficilement estimable.

Pour l'estimation des courbes d'âge-hauteur, l'estimation de l'âge total par un sondage à la tarière de Pressler est la procédure la plus courante. Afin de diminuer l'effet d'oppression dans la phase juvénile (Carmean, 1975), quelques méthodes de correction d'âge ont été proposées afin que l'âge mesuré à 1,30 m (ou 1 m) prenne en compte le temps nécessaire pour que la tige atteigne cette hauteur (Golley *et al.*, 1994; Tyrrell and Crow, 1994). Au Québec, les tables de rendement de Pothier et Savard (1998) utilisent l'équation de correction suivante :

$$T_1 = b_1 IQS^{b_2}$$

$T_1$  : nombre d'années nécessaires à un arbre pour passer de 0 à 1 m de hauteur ;

$IQS$ : indice de qualité de station à un âge de référence de 50 ans (m) ;

$b_i$  : paramètres à estimer ;

Les auteurs ont publié les paramètres  $b_i$  pour le bouleau à papier, l'épinette blanche, l'épinette noire, le peuplier faux-tremble, le pin gris, le sapin baumier et le thuya de l'Est, ce qui nous permet d'estimer le nombre d'années de correction uniquement en utilisant l'information sur la qualité de la station.

Toutefois, Palik et Pregitzer (1995) estiment que l'âge à la hauteur de la poitrine, corrigé ou non, n'indique la structure d'âge<sup>4</sup> du peuplement que lorsque les taux de croissance dans la phase juvénile de chaque tige sont similaires. Cela peut s'appliquer à certains peuplements monospécifiques dont le sous-couvert n'a pas été exposé à une pénurie importante de ressources. Les peuplements mixtes à une ou plusieurs cohortes sont, toutefois, composés par des essences ayant une tolérance à l'ombre différente et un taux de croissance distinct qui varie particulièrement dans la phase initiale du développement. La définition d'âge explicité ci-dessus ne devait donc pas être employée pour de tels peuplements.

#### 1.2.1.3. Les équations de courbes d'âge-hauteur

De nos jours, l'application des méthodes mathématiques est l'une des pratiques les plus courantes et précises pour dresser des courbes d'âge-hauteur<sup>5</sup>. Parmi les plus populaires, on retrouve l'équation généralisée de Richards (1959)<sup>6</sup>, ainsi que les équations de Korf (1939), Yang *et al.* (1978) et Bailey (1980) :

<sup>4</sup> La structure d'âge comprend la différence relative d'âge entre les tiges du peuplement.

<sup>5</sup> Plusieurs auteurs ont proposé de courbes de croissance (anamorphiques et polymorphiques) et de tables de rendement pour les principales essences forestières du Québec (Plonski (1974) (épinette noire, pin gris, épinette blanche, peuplier faux tremble, bouleau à papier, pins blanc et rouge et les feuillus tolérants) ; Boudoux (1978) (pin gris, épinette noire et sapin baumier); Vézina et Linteau (1968) (épinette noire et sapin baumier) ; Carpentier *et al* (1987 ; 1989a, 1989b, 1993) (bouleau à papier, érable à sucre, pin blanc, peuplier faux-tremble, épinette noir); Johnston (1977) (thuya de l'Est) ; Alemdag (1991) (épinette blanche) ; Larocque *et al.* (1996) (épinette noire) et Pothier et Savard (1998) (bouleau à papier, épinette blanche, épinette noire, peuplier faux tremble, pin gris, sapin baumier et thuya de l'Est).

<sup>6</sup> Au Québec, l'équation de Richards (1959) a été reformulée par Pothier et Savard (1998) pour prendre en compte l'âge corrigé.

Richards (1959)	$H = a(1 - e^{-bt})^{1/c}$
Richards adapté par Pothier et Savard (1998)	$H = 1 + b_1(1 - e^{-b_2 A_c})^c$
Korf (1939)	$H = a \left( \frac{b}{t} \right)^c$
Yang <i>et al.</i> , (1978)	$H = a(1 - e^{-bt^c})$
Bailey (1980)	$H = a(1 - e^{-bt^c})^d$

$H$  est la hauteur ;  $t$  est l'âge ;  $A_c$  est l'âge corrigé ;  $a$ ,  $b_1$ ,  $c$  et  $d$  correspondent à des paramètres à déterminer

En général, indépendamment de l'essence, l'accroissement en hauteur montre une forme sigmoïdale : une ascendance convexe<sup>7</sup> jusqu'au point d'inflexion après quoi le faisceau prend la forme concave s'aplatissant de plus en plus lorsque l'âge augmente (Assmann, 1970, Larson, 1992, Tomé *et al.*, 2006). D'après Tomé *et al.* (2006), c'est uniquement la longueur de chacun de ces stades de développement qui se différencie selon l'essence et l'environnement. Larson (1992) signale toutefois, que certaines essences peuvent présenter une croissance quasi linéaire tout au long de leur vie, avec des accroissements annuels importants ou non. De plus, le patron de croissance peut être façonné localement selon les conditions de luminosité du peuplement, la densité et la position sociale des essences.

#### 1.2.1.4. Les limitations des courbes d'âge-hauteur et de l'IQS

D'après Rondeux (1999), les courbes d'âge-hauteur ne sont pas toujours l'indication la plus appropriée de la productivité de la station et des peuplements futurs. Elles expriment difficilement l'effet d'une compétition trop forte ou trop faible; elles ne prennent pas en compte l'influence des perturbations que le peuplement a subies, ni les améliorations

<sup>7</sup> La plupart de représentations graphiques n'incluent pas la croissance du stade juvénile (la partie convexe de la courbe), car dans la plupart du temps celle-ci s'avère inexacte (effets de la compétition, oppression).

génétiques observées au sein du peuplement d'une génération à l'autre, ni le fait que les arbres aient été opprimés ou pas (Pothier, Doucet et Boily, 1995). En outre, les courbes ne nous permettent pas d'observer la variation de la productivité d'une seconde ou troisième venue composée par la même essence ou non.

En ce qui concerne la productivité actuelle, les courbes d'âge-hauteur et l'IQS ne devaient être utilisés que pour l'évaluation des peuplements monospécifiques réguliers (Pothier et Savard, 1998 ; Rondeux, 1999 ; Saucier et Groot, 2008)<sup>8</sup>. D'abord, la définition de la hauteur dominante est plus sensible lorsqu'on analyse des peuplements mixtes, principalement dans un contexte où il n'y a pas d'essence prédominante dans le peuplement et où la strate dominante est composée par plus d'une essence. En deuxième lieu, dans les peuplements de structure inéquienne, l'âge est une variable difficilement estimable qui a tendance à s'approcher de l'âge de la dernière perturbation (l'âge de libération) ou bien de l'âge total des individus du couvert dominant. Cependant, il n'y pas de consensus sur la définition de l'âge notamment lorsqu'il s'agit de peuplements mixtes. Rondeux (1999) suggère que ce problème peut être contourné uniquement lorsqu'il est possible d'isoler des unités suffisamment homogènes dont on connaît l'âge.

#### 1.2.1.5. Les modèles conçus pour les peuplements mixtes

Quelques autres possibilités ont été proposées afin de dresser les courbes de croissance et de rendement pour les peuplements mixtes. En premier lieu, l'utilisation de la relation entre la hauteur et le diamètre des arbres dominants pourrait résulter en un meilleur indicateur (McLintock et Bickford, 1957; Stout et Shumway, 1982 ; Reinhard (1983) ; Nicholas et Zedaker (1992) ; Huang et Titus, 1993). À titre d'exemple, Huang et Titus (1993) ont élaboré des courbes de rendement pour quatre essences forestières prédominantes dans la forêt

---

<sup>8</sup> En fait, dans la plupart des travaux mentionnés les auteurs affirment avoir choisi des peuplements ayant la majorité de sa surface terrière composée par l'essence d'intérêt (75% de la surface dans le cas de Pothier et Savard, 1998).



boréale mixte de l'Alberta (épinette blanche, pin tordu, peuplier faux-tremble et épinette noire) utilisant une adaptation du modèle de hauteur-diamètre de Weibull (Yang *et al.*, 1978).

D'après les auteurs, l'équation hauteur-diamètre serait fondée sur deux prémisses : 1. lorsque la productivité de la station augmente, le coefficient d'élancement diminue (ratio diamètre-hauteur) car les sites plus productifs présentent une hauteur dominante plus élevée (Larson, 1963); 2. la densité du peuplement n'affecte pas la relation hauteur-diamètre des arbres dominants (Stout et Shumway, 1982 ; Wykoff *et al.*, 1982). Toutefois, Wang (1998) croit ces prémisses sont erronées, car en analysant des peuplements d'épinette blanche en Colombie-Britannique il a d'abord observé que le coefficient d'élancement n'était pas corrélé à la qualité de la station, notamment en ce qui concernait les propriétés édaphiques du peuplement. De plus, il a constaté que le coefficient d'élancement était corrélé à la surface terrière du peuplement, ce qu'il a interprété comme une influence de la densité sur le diamètre venant ainsi rejeter la deuxième prémisse. Selon Wang (1998), seule la hauteur dominante était indépendante d'autres facteurs et pouvait exprimer la productivité de la station.

Une deuxième méthode pour l'estimation des courbes de rendement de peuplements mixtes est l'utilisation des modèles qui intègrent des traits environnementaux du milieu ainsi que des caractéristiques dendrométriques du peuplement. Dans ce contexte, Ung *et al.* (2001) ont proposé l'utilisation de quatre variables climatiques (aridité fAI, degrés-jours fDD, précipitation fPRE, évaporation fVPD), une variable édaphique (capacité de rétention d'eau fW), et une dernière variable pour exprimer le stade de succession du peuplement (l'indice de Shannon fS) pour dresser les courbes de rendement de quatre essences forestières : sapin baumier, épinette blanche, bouleau à papier et peuplier faux-tremble. Comparé avec les courbes d'âge-hauteur traditionnelles, le résultat est assez semblable aux méthodes phytométriques pour les quatre essences lorsque la variable fs n'est pas utilisée, mais dès que l'on l'inclut, on retrouve un biais pour les essences tolérantes à l'ombre.

$$S_{BIO} = C_0 f_{DD} f_{AI} f_{PRE} f_{VPD} f_w f_s$$

$$f_{x_i} = 1 + C_i \left( \frac{x_i - \bar{x}_i}{\bar{x}_i} \right) + C_{ii} \left( \frac{x_i - \bar{x}_i}{\bar{x}_i} \right)^2$$

$$H = b_{10} + b_{11} S_{BIO}^{b_{12}} (1 - e^{-b_{13}A})^{b_{14} S_{BIO}^{-b_{15}}}$$

$S_{BIO}$  : indice de qualité de station biophysique ;  
 $C_0$ : valeur moyenne de  $S_{BIO}$  ;  
 $C_i, C_{ii}$ : paramètres à estimer ;  
 $x_i$ : valeur de la variable à centrer et réduire ;  
 $H$ : hauteur ;  
 $b_i$ : paramètres à estimer ;  
 $A$ : âge ;

Outre les deux types de méthodes mentionnés ci-dessus, courbes hauteur-diamètre et modèles qui intègrent des facteurs environnementaux, il est également possible d'estimer les courbes de rendement de peuplements mixtes à partir de l'analyse individuelle des arbres (Pothier, 2003). Plusieurs modèles *dépendant et indépendant des distances* conçus pour les peuplements mixtes ont été examinés par Porté et Bartelink (2002). L'un des changements importants présents dans certains de ces modèles consiste à remplacer l'âge par un temps relatif d'analyse ( $t_0 - t_i$ ) (Porté et Bartelink, 2002), ce qui nous permet de profiter des méthodes conçues originellement pour les peuplements monospécifiques. Cependant, la majorité de ces modèles ne tiennent pas compte de l'interaction entre les essences forestières. La composition floristique est souvent traitée uniquement comme une information qualitative dans la base de données et tous les calculs sont produits comme s'il s'agissait de peuplements purs. Dans certains modèles, l'interaction est analysée selon la proportion de chaque essence; elle est la somme des produits estimés indépendamment de la présence d'autres essences. Seuls quelques modèles tiennent compte de l'effet d'une caractéristique d'une essence sur les données dendrométriques des autres essences (Lynch et Moser, 1986 ; Jogiste, 1998 ; Puettmann, Hibbs et Hann, 1992).

Après avoir passé en revue les concepts forestiers qui encadrent notre recherche, nous présentons maintenant le cadre théorique relatif à la télédétection, notamment l'application de la photogrammétrie et de l'altimétrie laser pour la mesure et le suivi temporel des paramètres forestiers.

### 1.3. La télédétection appliquée en foresterie

#### 1.3.1. Les photographies aériennes et la photogrammétrie

Les photographies aériennes sont l'une des formes les plus anciennes et les plus répandues de télédétection en raison notamment de leurs caractéristiques qualitatives (employées par la photo-interprétation) ou quantitatives (nécessaires à la photogrammétrie) (Renaud, 2000). D'après Leckie et Gillis (1995), 75 000 photos sont utilisées en moyenne par année pour les inventaires forestiers canadiens et une myriade des photographies ont été amassées depuis plus de 80 ans.

Les photographies aériennes sont produites par des caméras métriques d'optique instantanée, pour lesquelles on connaît les valeurs précises de la longueur focale, des distorsions radiales, de la position des marques fiducielles (repères de fond de chambre) et de la position du point principal d'autocollimation. La fidélité géométrique de ces images est donc fort élevée, ce qui nous permet d'utiliser des principes de photogrammétrie pour mesurer des entités géographiques. Quelques caméras ont maintenant intégré une centrale inertielle et un GPS qui enregistre l'orientation et la position de la caméra au moment du vol ce qui peut conférer encore plus de précision lors de l'orthorectification des images (Aronoff, 2005).

La reconstitution des objets est possible à l'aide de quelques procédures de photogrammétrie, en utilisant un ou deux clichés. Avec un cliché, la hauteur d'un objet peut être obtenue à partir de la parallaxe radiale (proportionnalité entre le nadir et le déplacement apparent sur le

terrain et sur la photo) ou bien à partir de l'ombre projetée de celui-ci (Provencher et Dubois, 2007). Avec deux clichés, c'est en analysant la parallaxe des points homologues dans le couple stéréo<sup>9</sup>, et en prenant compte de la géométrie du capteur qu'il est possible de mesurer la hauteur des objets par triangulation.

En général, les photos sont acquises à une échelle de 1 :500 à 1 :100 000 (normalement entre 1 :10 000 et 1 :40 000 pour la cartographie forestière) le long de lignes de vols offrant un recouvrement stéréoscopique d'environ 60 % entre les images (pouvant atteindre 80-90 % pour les caméras numériques) et 15 % à 30 % entre les lignes de vols. La résolution très fine (pixels de 10 cm) de même que la qualité radiométrique de la photographie aérienne sont des caractéristiques qui facilitent l'identification des objets et qui, liées au potentiel 3D du capteur, justifient donc son utilisation très répandue pour la photo-interprétation, la stratification et la modélisation forestière.

### 1.3.2. Le Lidar

L'altimétrie laser, aussi appelée lidar, acronyme de « light detection and ranging », utilise des principes similaires au système radar, mais plutôt que d'utiliser des lobes de micro-ondes très divergents, elle utilise une impulsion laser de divergence très faible – un faisceau lumineux collimaté, habituellement dans l'infrarouge proche (St-Onge, 2005). L'impulsion est la plupart du temps produite par l'intermédiaire d'un télémètre laser (« light amplification by simulated emission of radiation ») capable de produire des faisceaux lumineux puissants et hautement directionnels (Wehr et Lohr, 1999). L'impulsion est défléchie par un miroir de balayage vers la surface; une partie de l'énergie retournée est captée par un télescope et le moment exact où le retour est capté est enregistré. La distance (ou portée) entre la cible et le capteur est obtenue par la mesure du temps mis par l'impulsion, se déplaçant à la vitesse de la lumière, pour effectuer le trajet aller-retour (St-Onge, 2007; Véga, 2006).

---

<sup>9</sup> Clichés ayant un recouvrement stéréoscopique, où une partie de la scène apparaît au moins sur deux photographies successives.

En plus d'un télémètre laser, le capteur est également composé d'un GPS différentiel et d'une centrale inertielle qui enregistrent respectivement le positionnement et l'attitude du capteur (roulis, lacet et tangage). En utilisant la portée, le positionnement et l'attitude on peut déterminer les coordonnées X, Y et Z de chaque cible pointée, et ce, avec une précision centimétrique (St-Onge, Treitz et Wulder, 2003). Cela est un avantage par rapport à la photogrammétrie, car chaque point est mesuré individuellement (capteur de géométrie polaire) sans faire l'utilisation de triangulation (capteur de géométrie en perspective) ou d'orthorectification (Baltsavias, 1999).

De son côté, la forme de l'onde de retour varie selon la nature de la surface atteinte. Lorsque la surface est complexe, on observe plusieurs pics dans l'amplitude retournée (St-Onge, 2007). On peut ainsi décomposer le retour complexe en retours distincts et les isoler. La première montée du signal au-dessus du niveau du bruit (premier retour) correspond à la surface de la végétation (ou du couvert forestier), tandis que le dernier retour (dernière montée juste avant l'extinction totale du signal) correspond à la surface du sol. Il existe deux types de capteurs lidar, l'un à retours discrets capable d'enregistrer le premier, le dernier et quelques retours intermédiaires et l'autre, à échantillonnage d'amplitude (« *full waveform* »), qui permettent d'échantillonner densément la variation de l'amplitude du signal de retour.

Afin de séparer les premiers retours des derniers retours, plusieurs algorithmes ont été développés pour soustraire les retours de la végétation (« déforestation virtuelle ») ou bien pour isoler les retours du sol (Hodgson et Bresnahan, 2004). Kraus et Pfeifer (1998) utilisent l'approche par voisinage pour assigner les points de moindre valeur comme étant des candidats point-sol. Par itération, d'autres points sont ajoutés et la classification est raffinée. Vosselman (2000), Roggero (2001) et Sithole (2001) suggèrent l'utilisation des filtres basés sur l'analyse de pente où l'on compare la pente d'un point spécifique par rapport à son voisinage. De leur côté, Andersen (2006), Reutebuch *et al.* (2003) et Haugerud et Harding *et al.* (2001) suggèrent la classification des retours à l'aide d'un TIN des points lidar (structure basée sur la triangulation de Delaunay). À partir de cette image, il est possible d'enlever

itérativement les arêtes correspondant aux arbres ou de sélectionner les points-sol de chaque facette et remplir une grille de résolution prédéterminée (Axelsson, 1999). Lohmann, Koch et Schaeffer (2000) et Zhang *et al.* (2003) utilisent quant à eux un filtre basé sur la morphologie mathématique, où les arbres (ou autre entité non-sol) sont identifiés selon leur niveau de gris. Finalement, Sithole et Vosselman (2004) suggèrent le raffinement de la classification en enlevant les pics dans le dernier retour par analyse de courbure locale.

Une fois les retours classifiés, il suffit d'interpoler les points de premiers retours pour créer le modèle numérique de surface (MNS), et les points classifiés-sol pour créer son homologue de terrain (MNT). Les méthodes d'interpolation les plus utilisées sont basées sur le « TIN » (triangulated irregular structure), les courbes de Bézier et les courbes « splines » pour créer le MNS dans une zone forestière et sur le krigeage et la méthode de distance inverse pondérée (IDW) pour créer le MNT (Véga, 2006). La méthode IDW semble produire des résultats assez satisfaisants tant pour le MNT que pour le MNS.

En général, la précision des retours lidar varie entre 0.17 m et 0.6 m en Z (Reutebuch *et al.*, 2003 ; Kraus et Pfeifer, 1998 ; Hodgson et Bresnahan, 2004), mais elle peut être supérieure en planimétrie<sup>10</sup> surtout en raison d'une erreur angulaire dans la centrale inertielle. D'autres sources d'erreurs peuvent apparaître lors du traitement de l'image selon l'algorithme employé, la qualité de la classification des retours et la méthode d'interpolation choisie. De plus, la qualité des résultats peut être affectée par le type de couverture végétale (c.-à-d. type de peuplement forestier, composition, densité, etc.) et par les configurations du capteur (fréquence et divergence d'impulsion, fréquence et forme de balayage, angle de visée, portée maximale, nombre de retours enregistré, puissance du laser, etc.). Par exemple, l'empreinte du capteur, défini par la divergence d'impulsion et la portée, a un impact direct sur la qualité des données, car elle caractérise le potentiel de pénétration de l'impulsion dans le couvert forestier : « Une petite empreinte (<1 m) aura plus de difficultés à pénétrer la canopée forestière qu'une empreinte plus large (5-30 m), qui pourra tirer parti d'une plus grande proportion d'ouverture dans la canopée. » (Véga, 2006). Cependant, une grande empreinte

---

<sup>10</sup> L'erreur planimétrique est exprimée en fonction de l'altitude.

peut entraîner une imprécision plus grande lors de l'estimation de la hauteur du couvert, car le capteur peut représenter moins fidèlement le microrelief de la scène. Le MNT résultant peut donc contenir d'importantes variations d'altitude à l'intérieur de l'empreinte, ce qui peut compromettre la qualité des résultats en Z (Leckie *et al.*, 2003)<sup>11</sup>.

### 1.3.3. Les applications pour la mesure, la modélisation et le suivi temporel des paramètres forestiers

#### 1.3.3.1. Mesure de la hauteur par photogrammétrie

La méthode la plus ancienne pour la mesure de la hauteur par télédétection utilise la photogrammétrie, où l'on analyse la parallaxe des points homologues d'un couple stéréo et l'on estime leur altitude par triangulation. La hauteur de l'arbre est donc estimée d'après la différence d'altitude entre l'apex et la base de l'arbre. L'erreur moyenne de la mesure manuelle de la parallaxe est d'environ 1 m (Andrews, 1936; Titus et Morgan, 1985). Cette erreur ressemble à l'erreur moyenne de la mesure manuelle de terrain (hypsomètre) observé par Päivinen (1987) qui est approximativement 0.7 m.

La photogrammétrie numérique a automatisé la procédure et a rendu possible la production des modèles numériques de surface (MNS) en utilisant l'appariement stéréoscopique automatique. Si l'on dispose d'un modèle d'altitude du terrain (MNT) précis pour la zone d'étude, on peut le soustraire du MNS et ainsi obtenir un modèle de la hauteur du couvert forestier (MHC). Ce modèle peut être ensuite utilisé pour estimer la hauteur des peuplements (Nakashizuka, Katsuki et Tanaka, 1995; Trichon et Julien, 2006; Miller, Quine et Hadley, 2000; Gong, Biging et Standford 2000; Itaya, Miura et Yamamoto, 2004; Zagalikis, Cameron

---

<sup>11</sup> La cartographie de la hauteur du couvert forestier doit reposer idéalement sur une grande densité de points, à une haute résolution. Pour une meilleure pénétration du couvert, il est souhaitable d'acquérir l'image dans une haute fréquence d'impulsion, haute fréquence de balayage avec une faible divergence d'impulsion et dans un angle plus proche du nadir (St-Onge, 2007). La configuration des paramètres dépend cependant du niveau d'erreur désiré et des ressources disponibles pour l'étude.

et Miller, 2005, Véga et St-Onge, 2008) ou des arbres individuels (Kovats, 1997 ; Dralle et Rudemo, 1997; Korpela, 2004, St-Onge *et al.* 2004), cependant, l'erreur moyenne de la mesure automatique est généralement de 2.5 m (Véga, 2006).

Les erreurs observées dans les modèles produits par photogrammétrie peuvent être attribuées à plusieurs facteurs, notamment à un problème d'appariement d'images. La corrélation automatique des points dans des surfaces irrégulières du couvert est très problématique compte tenu du nombre d'effets causés par la géométrie et l'illumination (Andersen, 2006). D'abord, les zones forestières sont composées par des peuplements de différentes densités et de structure verticale, de type d'essences forestières et de formes de couronne (Naesset, 2002). De nombreuses études ont démontré que cette structure complexe affecte directement les conditions d'illumination de la scène, notamment par l'effet de la réflectance bidirectionnelle (Holopainen et Wang, 1998). Il importe de rappeler que la valeur du pixel dépend non seulement de l'intensité et de la composition spectrale réfléchie par chaque objet, mais aussi des conditions lumineuses comme l'angle d'incidence, l'azimut de la source et la présence d'ombres dans la scène lors de la prise de l'image. En effet, les objets situés dans la direction de la source de radiation exposent leurs côtés sombres au capteur tandis que ceux qui sont dans la direction opposée exposent leurs côtés illuminés. Ainsi, un même arbre peut avoir des valeurs de réflectance complètement différentes selon l'angle de visée (Holopainen et Wang, 1998), ce qui rend encore plus difficile la corrélation automatique des points homologues, devenus dissemblables.

Outre l'appariement d'images, les erreurs observées peuvent être attribuées à l'estimation de l'altitude du sol sous le couvert forestier à partir d'un couple stéréo. Lorsque le couvert forestier est dense et ne présente pas de trouées, la précision de l'altitude dépendra grandement de l'expérience du photo-interprète et de sa connaissance de la zone d'étude. Afin de densifier l'échantillonnage au sol dans la zone forestière, il serait nécessaire de faire des levées topographiques de terrain, ou de mesurer manuellement des points au sol dans le couple stéréo pour ensuite les interpoler comme l'ont fait Itaya, Miura et Yamamoto (2004) et Naesset (2002), respectivement. Une autre manière de densifier l'échantillonnage est de



favoriser les photographies aériennes prises lorsque les arbres sont défoliés. Nakashizuka, Katsuki et Tanaka (1995) ont utilisé des couples stéréo de différentes saisons et ainsi ont pu établir le modèle de terrain à partir du couple stéréo où les arbres sont défoliés et le modèle de surface à partir de l'autre couple stéréo.

Finalement, il est possible d'utiliser des modèles de terrain provenant d'autres sources, tout en faisant attention à la résolution de l'image. L'utilisation d'un MNT provenant d'une interpolation des courbes de niveau d'une image de résolution plus basse ne serait pas utile, car cela ne permettrait pas d'éviter les erreurs d'altitude. Nous devons également être prudents pour le choix de l'algorithme d'interpolation, car certains algorithmes ne tiennent pas compte de l'hydrographie par exemple, alors que d'autres produisent des artefacts moins réalistes. D'autres sources de MNT proviennent des images produites par des capteurs actifs tels l'inSAR et le lidar. L'inSAR est assez précis pour l'estimation du MNT lorsque le terrain est ouvert. Schwabisch et Moreira (1999) ont démontré que même en utilisant la bande X l'erreur pour l'estimation était de 0.2 m dans les zones ayant peu de couverture végétale. Cependant, l'estimation d'un MNT sous couvert forestier est plus problématique. Hodgson *et al* (2003) ont trouvé une erreur de 10.7m en utilisant la bande X, Hofmann *et al* (1999) ont trouvé une erreur de 5 m en utilisant la bande P et Andersen, Reutebuch et McGaughey (2005) ont trouvé une erreur de 2.6 m.

Le lidar semble ainsi être une meilleure option, où des erreurs submétriques sont souvent observées même pour les zones forestières. Si d'une part Pereira et Janssen (1999) observent une erreur de 0.15 m pour les régions planes et ouvertes, l'erreur observée pour les zones forestières est de 0.17 m (conifères) et de 0.26 m (feuillus) (Hodgson et Bresnahan, 2004), 0.31 m (conifères, Reutebuch *et al.*, 2003) et 0.57 m (Kraus et Pfeifer, 1998) (conifères et feuillus).

### 1.3.3.2. Mesure de la hauteur par altimétrie laser

Dans la dernière décennie de nombreux chercheurs ont démontré que le MHC lidar (MNS lidar – MNT lidar) est le modèle qui présente les résultats le plus précis pour l'estimation de la hauteur du couvert forestier. Depuis son développement, plusieurs approches ont été proposées pour extraire la hauteur du peuplement ou d'un arbre à partir du MHC lidar.

L'approche la plus commune consiste à subdiviser l'image en cellules ayant la même dimension pour ensuite choisir la hauteur maximale de chaque cellule (Aldred et Bonnor, 1985 ; Nilsson, 1996, Naesset, 1997b ; Ritchie, 1995). Si l'on change la dimension de la grille, le nombre de signaux par cellule change également, de même que le quantile qui représente le mieux la hauteur du couvert (Magnussen et Boudwyn (1998). Les paramètres proposés par une grande partie des études sont des cellules de 20 m par 20 m et le choix de percentile entre 85 % et 95 % (St-Onge, Treitz et Wulder, 2003). Il faut noter cependant que la taille optimale de la cellule dépend du type d'essence forestière et de leur classe d'âge, car le profil de la couronne et sa distribution spatiale sont différents (Naesset, 1997b, Véga, 2006).

Une autre pratique assez courante, surtout dans un scénario de basse densité des points lidar, est l'utilisation de régressions qui mettent en relation des données terrain et des données lidar (Holmgren et Persson, 2004 ; Andersen, Reutebuch et McGaughey, 2005). Dans ce cas, c'est uniquement après que les régressions sont établies qu'il est possible de choisir le quantile représentant le mieux la hauteur du couvert.

Afin d'extraire la hauteur individuelle des arbres, certains auteurs suggèrent également une segmentation de l'image afin de délimiter chaque couronne (Hyypä *et al.*, 2001 et Persson, Holmgren et Soderman, 2002). Ainsi, il suffirait de mesurer le pixel ayant la valeur la plus élevée et qui, dans le cas de conifères, se situe au centre de la couronne. Dans le cas de

feuillus le pixel apical peut se décaler un peu du centre de la couronne, ce qui rend la procédure un peu plus difficile et imprécise (St-Onge, 1999).

Comme nous l'avons mentionné, la précision observée est alors d'environ 1 m ou moins pour l'estimation de la hauteur du couvert forestier, mais les résultats sont affectés considérablement par la structure du peuplement (Nelson, Krabill et Tonelli, 1988 ; Maltamo *et al.*, 2004; Lefsky *et al.*, 1999), par les caractéristiques du capteur (Holmgren, Nilsson et Olsson, 2003; Magnussen et Boudwyn, 1998)) et par le type de traitement d'image choisi (Suarez *et al.*, 2005) .

Des analyses en diverses conditions forestières employant différents paramètres altimétriques convergent cependant vers la conclusion que les mesures lidar sous-estiment la hauteur réelle du couvert forestier (Nelson, Krabill et Tonelli, 1988 ; Nilsson, 1996 ; Naesset, 1997a ; Leckie *et al.*, 2003 ; Magnussen *et al.*, 1999 ; Gaveau et Hill, 2003 ; Miller, Quine et Hadley, 2000 ; Zagalakis, Cameron et Miller, 2005 ; Naesset et Okland, 2002 ; Person, Holmgren et Soderman, 2002 ; Magnussen et Boudewyn, 1998). Très peu d'études ont observé un biais positif (ou une surestimation) (Means *et al.* 1999<sup>12</sup> ; Harding *et al.*, 2001).

Bien que le biais négatif ou positif soit sous métrique, plusieurs auteurs se sont consacrés à expliquer les raisons pour lesquelles le lidar sous-estime la hauteur du couvert.

D'abord, la densité joue un rôle important dans la hauteur moyenne d'un peuplement, car elle définit où l'impulsion pénétrera (c.-à-d. qu'un peuplement dense aura une moyenne lidar plus élevée, car l'impulsion atteindra moins les autres strates du couvert, comme c'est le cas pour les peuplements peu denses ou composés par d'importantes trouées) (Naesset et Bjerkes, 2001). La forme de la couronne des essences forestières peut également diminuer la hauteur moyenne, puisque l'impulsion peut échapper l'apex d'un arbre très étroit (p. ex. conifères) ou l'apex d'un petit arbre qui est couvert par les branches d'un arbre plus grand (Baltsavias *et*

---

<sup>12</sup> L'étude utilise lidar de grande empreinte au sol.

*al.*, 2006, St-Onge et Achaichia, 2001). Il est également possible que l'impulsion pénètre le couvert avant de retourner au capteur (Magnussen *et al.* 1999), ce qui cause un biais négatif systématique, mais de valeur différente selon la surface atteinte - fréquemment observé de manière plus prononcée pour les couverts moins homogènes (Miller, Quine et Hadley, 2000). Ensuite, il est possible que ce ne soit pas le MNS qui pose problème, mais plutôt le MNT. Leckie *et al.* (2003) a observé une variation positive et négative de 0.5 m dans le MNT lidar, qui peuvent être le résultat d'un algorithme de classification de retour moins adapté. Finalement, le biais négatif peut aussi être la conséquence de la méthode employée pour mesurer la hauteur. La plupart des études qui se sont consacrées à mesurer la hauteur du peuplement comme étant la moyenne de la valeur du pixel ont observé une sous-estimation (Naesset, 1997a ; Magnussen et Boudewyn, 1998 ; Magnussen *et al.*, 1999, Naesset et Bjerknes, 2001). Il faut noter également que la moyenne des valeurs à l'intérieur d'un polygone de peuplement ne représente pas la hauteur moyenne du peuplement, car le couvert est constitué par différentes strates et l'image lidar ne les prend pas en compte (Wulder, Seemann et Bouchard, 2001).

Il faut également prendre en considération que les mesures de terrain ne sont pas à l'abri d'erreurs. Paivinen *et al* (1992) ont observé que les mesures de la hauteur de l'épinette étaient plus précises que celle du pin et du bouleau et que la hauteur de toutes les essences était légèrement surestimée (Yu *et al.*, 2004).

Dans une autre perspective, le problème peut se trouver dans la définition de la hauteur mesurée, définition qui est peu mentionnée dans chacune de ces études (St-Onge, Treitz et Wulder, 2003). En général, le lidar est utilisé pour mesurer la hauteur du couvert forestier (MHC), la hauteur moyenne du couvert, la hauteur de l'arbre, la hauteur moyenne de l'arbre, et la hauteur de Lorey. Une brève explication de chacune de ces méthodes peut illustrer comment le lidar peut sous-estimer la hauteur réelle, surtout si l'on ne précise pas à laquelle on fait référence.

La hauteur de l'arbre est la distance verticale de la base de l'arbre à l'apex (Avery et Burkhardt, 1994). De son côté, la hauteur de la surface du couvert forestier (la hauteur du couvert) correspond à la distance verticale entre la surface du couvert et le sol. La hauteur moyenne du couvert est la moyenne de tous les points de la surface du couvert. Quant à elle, la hauteur moyenne des arbres est la moyenne de la hauteur de tous les arbres d'un espace donné. Et finalement, la hauteur de Lorey est la moyenne de la hauteur de tous les arbres pondérée selon leur surface terrière (St-Onge, Treitz et Wulder, 2003).

Étant donné que seulement une partie de la surface intercepte les impulsions, le premier retour ne représente pas nécessairement l'apex des arbres, mais plutôt une partie de la surface du couvert (Leckie *et al*, 2003). Ainsi, la moyenne des valeurs lidar est une estimation de la hauteur moyenne du couvert et ne peut pas être comparée avec la hauteur moyenne des arbres (St-Onge, Treitz et Wulder, 2003). Si l'on considère uniquement la hauteur moyenne des arbres dominants et codominants, la moyenne de la hauteur du couvert (lidar) sera toujours inférieure à la hauteur moyenne des arbres individuels et l'IQS produit à partir de ces données sera biaisé négativement (Magnussen *et al*, 1999 ).

#### 1.3.3.3. La mesure de la hauteur par les méthodes combinées

Les méthodes combinées pour l'estimation de la hauteur cherchent à profiter des meilleures caractéristiques de chaque capteur, soit en résolution ou format de données, comme en précision planimétrique ou altimétrique. Plusieurs approches sont possibles, mais nous nous pencherons sur deux des pratiques les plus utilisées.

D'abord, on peut employer des images provenant d'un capteur optique de résolution fine (ou adéquate à l'échelle d'analyse) pour la segmentation et la classification des objets (essences forestières, type de peuplement), et une image lidar ou inSAR dont la précision altimétrique est supérieure pour l'extraction de la hauteur (soit par polygone de peuplement ou de

couronne). Dans le cas de l'estimation de la hauteur des arbres individuels, la segmentation des couronnes sera réalisée à l'aide des photographies aériennes (Tickle *et al.*, 2006; McCombs, 2003; Leckie *et al.*, 2003; Suarez *et al.*, 2005) ou à l'aide des images satellitaires de haute résolution (Magnussen *et al.*, 1999) avant l'extraction de la hauteur des données lidar. Pour la segmentation et classification des polygones, certains auteurs ont utilisé des images satellitaires de résolution moyenne et des données lidar de petite ou de grande empreinte au sol (Hudak *et al.*, 2002 ; Wulder et Seemann, 2003). Les erreurs observées dans l'estimation de la hauteur ressemblent à celles observées par l'altimétrie laser (biais négatif d'environ 1 m). McCombs *et al.* (2003) a cependant obtenu des résultats légèrement améliorés. Ils ont observé une erreur moyenne de 0.45 m (écart type de 0.077 m) et un maximum de 0.7 m.

La deuxième approche consiste à utiliser des MNS et MNT provenant de capteurs différents, une pratique qui, comme nous l'avons mentionné ci-dessus, vise à améliorer principalement la précision du MNT.

L'utilisation des photographies aériennes pour la production du MNS et le lidar pour le MNT a d'abord été proposée par St-Onge et Achaichia (2001) qui ont réussi à trouver une bonne corrélation entre les deux modèles. St-Onge *et al* (2004) a mesuré la hauteur individuelle des arbres à l'aide d'un MHC photo-lidar et a trouvé une erreur d'environ 0.59 m (avec un écart type de 1.01 m). Véga (2006) a comparé les MHC photo-lidar avec MHC lidar et a trouvé des erreurs de 0.49 m pour les peuplements monospécifiques, réguliers et équiens et de 1.3 m pour les peuplements plus complexes.

#### 1.3.3.4. Le suivi temporel des changements de la hauteur

L'estimation de la hauteur à partir des images de télédétection offre également la possibilité de suivre la croissance de celle-ci à travers le temps. Si l'on dispose d'une série chronologique d'images qui peuvent être corrigées géométriquement et projetées dans un

même système de coordonnées, l'accompagnement de la dynamique du peuplement peut être facilement réalisé. Dans le cas d'utilisation des images provenant des capteurs optiques, il est nécessaire toutefois de prendre quelques aspects en considération afin de ne pas mal interpréter les résultats. La qualité des images, la différence d'illumination, les conditions atmosphériques, l'angle d'observation, ainsi que l'orientation de chaque image et leur résolution peuvent affecter énormément la qualité des observations (Baltsavias *et al.*, 2006).

En général, les études qui s'intéressent à la cartographie de la croissance des arbres ont employé les méthodes expliquées ci-dessus pour l'estimation de la hauteur pour chaque année de référence (MHC = MNS-MNT). D'après Baltsavias *et al.* (2006) pour une analyse de croissance plus adéquate, les MNSs doivent avant tout être bien ajustés les uns aux autres<sup>13</sup> et les MHCs doivent être obtenus par un seul MNT afin d'éviter un biais négatif dans la croissance des arbres.

Le MHC photogrammétrique a été employé par Lucas *et al.* (2002), Miller, Quine et Hadley (2000), Itaya, Miura et Yamamoto (2004) et Antilla (2002), pour évaluer la croissance pendant des périodes de 41, 38, 32 et 12 ans, respectivement. On doit souligner que cette méthode offre la possibilité d'étudier des périodes relativement longues, car les collections des photographies aériennes dans un grand nombre de pays datent des années 1930.

La période d'analyse possible est encore plus courte pour le MHC lidar, dont les archives datent seulement de la fin des années 1990 (période d'étude d'environ 2 à 9 ans) (Yu *et al.*, 2004; Naesset et Gobakken, 2005; Hopkinson, Chasmer et Hall, 2008; Baltsavias *et al.*, 2006; Vepakomma, St-Onge et Kneeshaw, 2008) et ce, pour des zones très réduites. Toutefois, la méthode combinée photo-lidar a permis de profiter des archives de photographies aériennes et de la précision altimétrique des données lidar récentes. Véga et St-Onge (2008) ont cartographié la croissance de la hauteur des arbres pour une période de 58 ans. Korpela (2006) l'a fait également pour une période de 42 ans.

---

<sup>13</sup> Des méthodes automatiques ont été proposées par Akca, 2005; Gruen & Akca, 2005

## CHAPITRE II

### MATERIEL ET MÉTHODES

#### Caractéristiques de la zone d'étude

Le lieu d'étude choisi se trouve dans la zone de conservation de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD). Située dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (79 30'W, 48 30'N), la zone d'étude est inscrite dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, plaine de l'Abitibi – 5aT (Saucier *et al.* 1998), aussi classifié comme région forestière Missinaibi-Cabonga (Rowe, 1972). Le climat est caractérisé par une température moyenne annuelle d'environ 0.8 °C; la précipitation moyenne annuelle est de 856.8 mm (dont 25 % sous forme de neige) et la période sans gel est de 64 jours par an (GREF, 2006). L'argile est le dépôt de surface prédominant, mais il est également possible d'observer des dépôts organiques, de dépôts minces avec affleurements, ainsi que des affleurements rocheux. La topographie dans la zone de conservation de la FERLD est légèrement vallonnée (altitude entre 230 et 320 m).

La superficie de la zone d'étude est d'environ 2000 ha<sup>14</sup>, dont plus de 60 % sous couvert forestier. D'après la carte écoforestière la plus récente (produite lors du troisième programme décennal d'inventaire du MRNF), 71 % des peuplements sont mixtes, 9 % purs de dominance

---

<sup>14</sup> Officiellement la zone de conservation de la FERLD a 3305.4ha (GREF, 2006). Cependant, afin de pouvoir utiliser les photographies aériennes et les cartes écoforestières anciennes, nous avons dû établir une zone d'étude un peu plus restreinte d'une superficie d'environ 2000ha.



feuillue et 7 % purs de dominance résineuse<sup>15</sup>. Les principales essences forestières observées sont le peuplier faux tremble, le bouleau à papier, le sapin baumier, l'épinette blanche, l'épinette noire, le pin gris et le thuya de l'Est.

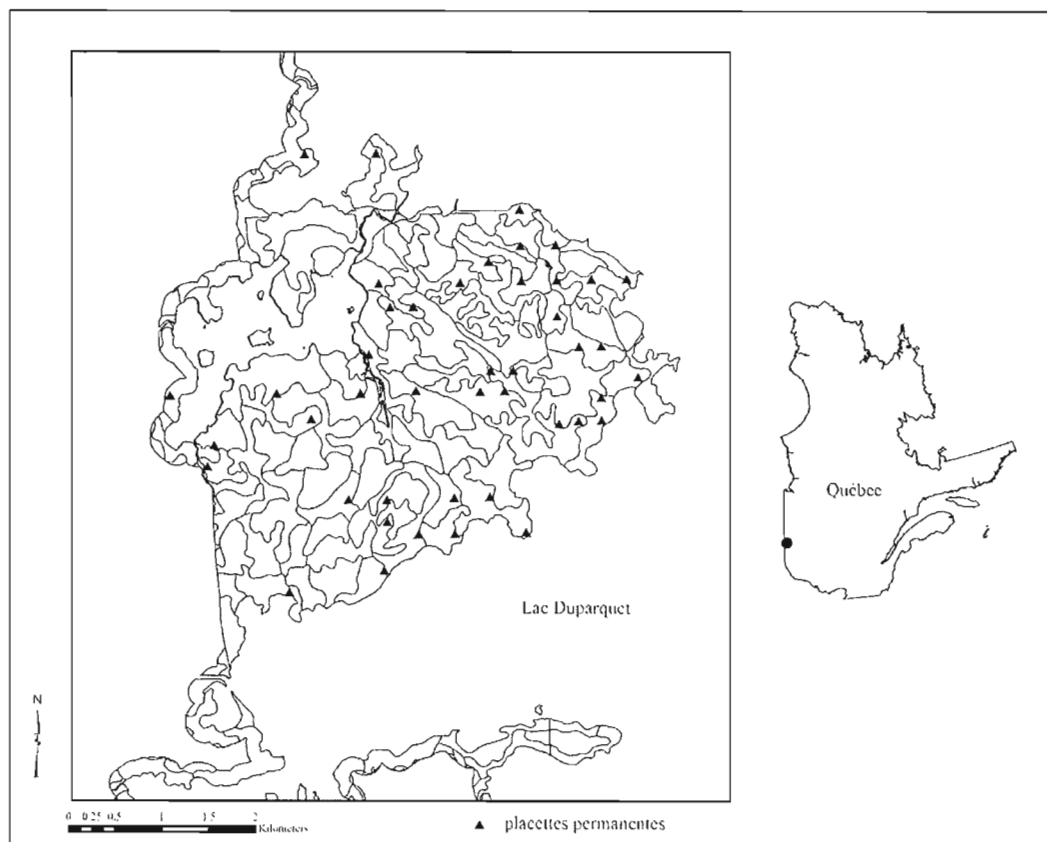
**Tableau 2.1.**  
Principaux traits des essences prédominantes

<i>Nom populaire</i>	<i>Nom scientifique</i>	<i>Age de rotation<sup>a</sup></i>	<i>Mode de reproduction après feu<sup>a</sup></i>	<i>Mode de reproduction dans l'absence de feu<sup>a</sup></i>	<i>Tolérance à l'ombre<sup>b</sup></i>
Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i> Michx	50-90	Dragoon, graines	Drageons	Très intolérant
Bouleau à papier	<i>Betula papyrifera</i> Marsh	60-90	Graines, rejets de souche	Graines	Intolérant
Sapin Baumier	<i>Abies balsamea</i> L. Mill	50-90	Graines	Graines au sous-couvert	Très tolérant
Pin gris	<i>Pinus banksiana</i>	50-90	Graines	Régénération faible	Très intolérant
Épinette blanche	<i>Picea glauca</i> Moench Voss	70-110	Graines	Graines au sous-couvert	Intermédiaire
Épinette noire	<i>Picea mariana</i> Mill. BSP	80-130	Graines	Marcottage	Tolérant
Thuya de l'Est	<i>Thuya occidentalis</i> L.	80-160	Graines	Graines au sous-couvert et marcottage	Tolérant ou très tolérant

(<sup>a</sup>Harvey *et al.* 2002, reproduction adaptée, p. 375; <sup>b</sup>Humbert *et al.* 2007)

<sup>15</sup> Cette structure est légèrement différente de celle proposée par la carte écoforestière de 1945, où nous observons 60 % de peuplements mixtes, 13% peuplements purs de dominance feuillue et 12 % purs de dominance résineuse.

**Figure 2.1.**  
Zone d'étude – Zone de conservation de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet



La dynamique forestière de la zone d'étude a été décrite par Bergeron (2000), qui a observé en général trois stades de développement<sup>16</sup>. Dans un premier temps, à la suite d'une perturbation majeure due au feu, le peuplement a une structure équiennne et est composé d'une strate dominante composée par des essences intolérantes à l'ombre, notamment le peuplier faux-tremble dans les sites mésiques et le bouleau à papier ou le pin gris dans les sites les plus secs et sableux (De Grandpré *et al.*, 2004). Quant aux strates secondaires, elles sont composées par des essences tolérantes à l'ombre comme le sapin baumier, l'épinette blanche et le thuya de l'Est. Ensuite, lorsque le peuplement s'approche de l'âge de sénescence et devient vulnérable à des perturbations mineures (l'effet du vent sur le peuplier faux-tremble, par exemple), les autres strates sont recrutées; la présence de résineux augmente et la strate dominante devient mixte. Finalement, le dernier stade est marqué par un peuplement dominé par des essences tolérantes à l'ombre (sapin baumier, épinette blanche, thuya de l'Est) et une structure verticale complexe.

Certes, cette description est seulement une simplification de la dynamique observée. Celle-ci peut prendre plusieurs formes d'après les différents types écologiques présents dans le site, les différents agencements d'espèces qui peuvent s'y trouver (Bergeron, 2000, Harvey *et al.*, 2002), ainsi que le type, la magnitude et la fréquence des perturbations.

Dansereau, Pierre-René et Bergeron (1993) ont documenté un nombre élevé d'incendies sur le territoire de la FERLD, notamment pour les années 1760, 1797, 1823, 1847, 1870, 1916, 1923, et 1944. Ils ont observé que le cycle de feux est de plus en plus allongé et plusieurs îles isolées nous permettent d'observer des peuplements ayant une structure assez complexe dominée par des essences qui ont une durée de vie plus longue (on observe en particulier la présence du thuya de l'Est). Un autre type de perturbation importante observée est celle causée par les épidémies d'insectes comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette, TBE, et la livrée des forêts. Morin *et al.* (1993) suggèrent que trois grandes épidémies de la TBE ont

<sup>16</sup> L'auteur a dénommé les stades d'évolution comme étant des « cohortes ». Dans ce texte nous ne gardons pas la nomenclature suggérée par Bergeron (2000) car nous privilégions la définition démographique du terme : une cohorte est un groupe de sujets de même origine qui évoluent ensemble dans le temps.

eu lieu dans la FERLD au 20<sup>e</sup> siècle entre les années 1919-1929, 1930-1950 et 1970-1987. L'effet de la TBE sur la croissance des arbres a été plus nuisible entre 1930-1950 et 1970-1987 et en général l'épidémie a débuté de 2 à 4 ans avant la réduction de la croissance. Dans la période la plus récente, l'épidémie a entraîné la mort de la grande majorité des sapins matures du secteur (Bergeron *et al.* 1995). Quant à la livrée des forêts, quatre épidémies importantes ont été observées à la FERLD entre les années 1938 et 2002 (1943-1944; 1952-1956; 1964-1979; 1999-2002), dont les effets sur la croissance sont également liés à des conditions de sécheresse et certains étés chauds et secs consécutifs (Bergeron et Charron, 1994). L'effet le plus nuisible à la croissance des feuillus a été observé dans les années 50. Lors des autres épidémies, les arbres ont été défoliés, mais rarement tués et les bouleaux blancs ont été plus affectés que les peupliers faux-tremble (Slutoon *et al.*, 2008).

## 2.1. Données et traitement de données

Nous disposons de photographies aériennes d'une qualité suffisamment bonne pour la photo-interprétation et la photogrammétrie pour 1945, 1965 et 1983. Nous détenons également des données Lidar pour 2003, des données collectées dans les placettes permanentes depuis 2002, ainsi que des cartes écoforestières produites lors du troisième inventaire décennal (années 1990) ou dressées à partir de photo-interprétation de photos anciennes (1945 et 1965). Ces données nous ont permis d'évaluer l'évolution de la hauteur de la canopée pour une période de 58 ans. L'écart entre les années disponibles nous fournit une mesure de la hauteur pour des intervalles d'approximativement vingt ans. (Voir Appendice B pour les schémas synthèse de la méthodologie de recherche).

### 2.1.1. Les photographies aériennes et les modèles numériques de surface

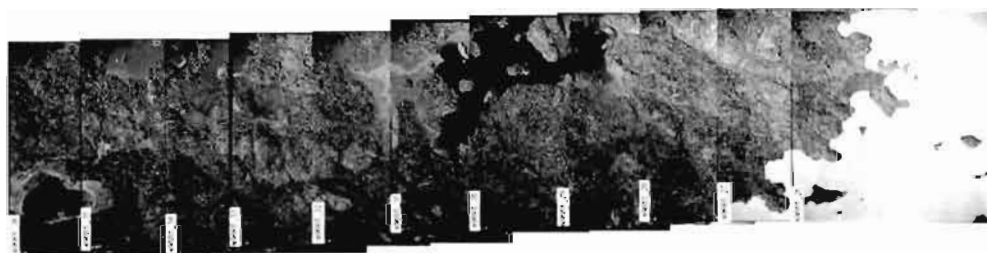
Les photographies aériennes anciennes acquises ont été prises entre juin et août de chaque année. Les clichés, numérisés à 1600 dpi, ont du être re-échantillonnées afin d'avoir une résolution de 0.025 mm (taille minimale de pixel acceptée par le logiciel de traitement VirtuoZo 3.5 de Supresoft inc.).

**Tableau 2.1.1.1.**  
Caractéristiques des photographies aériennes

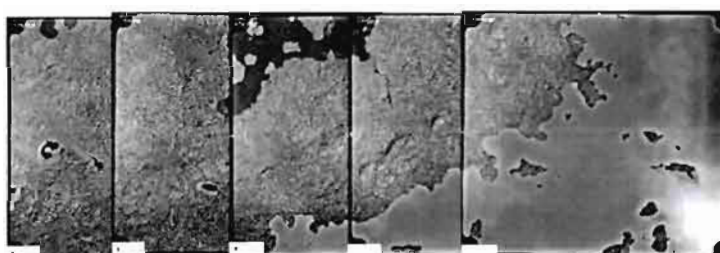
<i>Année</i>	<i>Ligne de vol</i>	<i>No Cliché</i>	<i>Échelle</i>	<i>Longueur focale (mm)</i>	<i>Résolution au sol (cm)</i>
1945	A9665	26 - 30	1 : 13000	209.55	32.5
1965	Q65260	148 - 151	1 : 15840	152.29	39.6
1983	Q83325	180 - 184	1 : 15000	152.285	37.5

**Figure 2.1.1.1.**

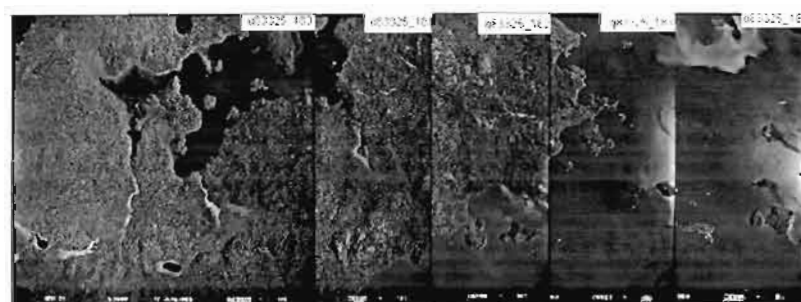
Clichés disponibles dans la zone d'étude pour 1945 (a), 1965 (b) et 1983 (c)



(a)



(b)



(c)

Pour 1945 et 1965, nous avons traité les couples stéréoscopiques individuellement, en raison du faible nombre de points homologues récoltés automatiquement par le logiciel dans l'aérottriangulation (VirtuoZo AAT-PATB). Pour le modèle de 1983, toutefois, les cinq clichés ont pu être traités simultanément par bloc.

L'orientation interne a été faite en utilisant les données des rapports d'étalonnage de chaque caméra, ainsi que le rapport de vol dans le cas de 1945, pour lequel le rapport d'étalonnage n'était pas disponible (la valeur de la focale calibrée était disponible dans le rapport de vol). Les mesures de marques fiducialles (repères de fond de chambre) pour cette année ont été faites de manière manuelle d'après les clichés numérisés, en n'assumant aucune distorsion dans le point principal d'autocollimation (point de meilleure symétrie).

Dans l'orientation relative, l'appariement des images de chaque couple stéréoscopique a été fait par l'identification de points homologues dans chaque cliché, la création des images épipolaires et par l'aérottriangulation pour la densification du nombre de points.

Compte tenu qu'il s'agit de clichés d'archives, aucun repère au sol ne peut être utilisé comme point de calage dans l'orientation absolue des modèles. Nous avons employé ainsi la technique utilisée par Véga (2006) et James *et al.* (2006), où nous nous appuyions sur les données lidar pour collecter des points de calage au sol. Un petit nombre de points de calage est d'abord distribué sur les deux clichés afin de pouvoir produire une orthophotographie temporaire qui est coregistrée aux modèles numériques de terrain et de surface provenant de données lidar. Par la suite, nous pouvons superposer les images et identifier d'autres points de calage XYZ ou XY ou Z. Cette méthode peut être réalisée à quelques reprises jusqu'à ce que le nombre de points de calage soit satisfaisant et bien repartit tout au long du modèle.

L'orientation absolue complétée, nous avons passé à la création des modèles numériques de surface (MNS<sub>P</sub>) pour la zone de recouvrement stéréoscopique du modèle.

Par la suite, nous avons extrait des points de contrôle indépendants au sol pour vérifier la qualité de l'ajustement de ces modèles aux  $MNS_L$  et au  $MNT_L$ , car des travaux précédents nous démontrent qu'il est parfois nécessaire d'ajuster les MNS afin d'éviter un biais important dans les estimations des modèles de hauteur de la canopée (MHCs).

### 2.1.2. Le Lidar et les modèles numériques de surface (MNS) et de terrain (MNT)

Les données lidar ont été acquises en juillet de 2003 pour l'ensemble de la FERLD (zone de conservation et zone d'aménagement), pour un total de 200 km<sup>2</sup>. Les données ont été classifiées par le fournisseur quant au type de retour (premier ou dernier retour) à l'aide du logiciel Terrascan de Terrasolid. La création des modèles numériques de surface (MNS) et de terrain (MNT) a été faite par interpolation de points des premiers et derniers retours, respectivement, en utilisant la méthode de distance inverse pondérée (IDW) pour une résolution de 0.5 m.

**Tableau 2.1.2.1.**  
Caractéristiques des données lidar

Lidar	ALTM2050
Altitude	1000 m
Empreinte au sol à nadir	20 cm
Fréquence d'impulsion	50 000hz
Angle de visée maximal	15°
Recouvrement entre fauchées	50 %
No de lignes	41
Densité de points de premier retour	3 points/m2
Densité de points de dernier retour classifié sol	0.19 points/m2

### 2.1.3. Les placettes permanentes

La FERLD dispose d'une base de données de placettes permanentes qui y ont été installées depuis 2002. L'inventaire forestier a suivi les normes du manuel du MRNF (Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec, 2006). Les placettes sont circulaires et ont

400 m<sup>2</sup> de superficie; l'identification du type d'essence forestière a été faite pour chaque tige dont le diamètre mesuré était supérieur à 9.1cm; 3 ou 4 arbres par placettes identifiés comme arbre dominant ont été sélectionnés afin de mesurer leur hauteur et leur âge<sup>17</sup>. De plus, le positionnement de chaque placette a été réalisé à l'aide d'un GPS SX Blue afin de les repérer dans les orthophotographies et les images lidar. Bien que ce GPS ait une précision d'environ 2-3 m sous le couvert forestier, il est difficile d'établir un degré de précision pour le positionnement des placettes.

Le nombre de placettes permanentes varie selon la zone de recouvrement du MHC de chaque année. Un total de 44 placettes peut être observé dans la zone la plus étendue (2003), tandis que la zone la plus petite (1945) ne compte que 25 placettes. Pour toutes les années, nous pouvons observer une certaine proportionnalité dans le nombre placettes par rapport au type de peuplement (pur de dominance feuillue ou résineuse – PF, PR – et mixte de dominance feuillue ou résineuse – MF, MR).

**Tableau 2.1.3.1.**  
Nombre de placettes selon la zone de recouvrement de chaque année

<i>Année</i>	<i>Pur</i>		<i>Mixte</i>		<i>total</i>
	<i>PF</i>	<i>PR</i>	<i>MF</i>	<i>MR.</i>	
<b>1945</b>	7	6	7	5	25
<b>1965</b>	9	7	8	7	31
<b>1983</b>	11	10	10	8	39
<b>2003</b>	11	9	12	12	44

Compte tenu que ces placettes n'ont pas encore été remesurées et qu'aucune placette du réseau du MRNF ne se trouve dans la zone d'étude, nous n'avons pas de données terrain multitemporelles.

<sup>17</sup> Il importe de noter que dans les placettes permanentes de la FERLD l'âge n'a pas été récolté systématiquement.



## 2.2. Présentation et estimation de variables

### 2.2.1. La hauteur dominante (Hd)

Les modèles de hauteur de la canopée (MHC) ont été estimés selon la méthode proposée par St-Onge et Achaichia (2001) (aussi décrite dans St-Onge *et al.* 2004) où l'on calcule la différence entre un modèle numérique de surface (MNS) et un modèle numérique de terrain (MNT).

Pour 2003, le MHC a été obtenu à partir des MNS et MNT lidar ( $_L$ ) créés de l'interpolation des points de premier et dernier retour. Pour les autres années, nous avons créé des MNS par photogrammétrie ( $_p$ ) qui sont coregistrés au MNT $_L$ . Nous avons pu, ainsi, produire des MHC $_{pL}$  en soustrayant le MNT $_L$  du MNS $_p$ .

Plusieurs travaux ont démontré que le choix du percentile du MHC qui représente le plus adéquatement la hauteur dominante varie selon la zone d'étude et les caractéristiques du capteur. Véga (2006) a observé que le 80e percentile était le plus adéquat pour l'estimation de la hauteur dominante à partir d'un MHC $_L$ . Toutefois, pour les MHC $_{pL}$ , il n'a pas trouvé de valeur universelle concernant le percentile à être privilégié. Chaque année et chaque type de peuplement auraient un estimateur se trouvant entre le percentile 50e et 99e. Compte tenu que l'auteur a analysé uniquement des peuplements monospécifiques, une telle distinction peut être justifiée, puisque la qualité d'estimation peut varier d'une essence à l'autre. Dans notre cas, nous avons employé un même estimateur pour l'analyse de toutes les années et toutes les essences, car la définition de la hauteur dominante que nous privilégions ne comporte aucune distinction d'espèce (il s'agit d'une caractéristique du peuplement). De plus, nous considérons que la variation du percentile d'une année à l'autre engendrerait un biais dans l'analyse de l'évolution de la hauteur dominante, car cela pourrait rendre une année plus flexible que l'autre dans le choix des individus considérés dominants. Ainsi, suite à des tests

empiriques nous avons établi que le percentile 75 serait l'estimateur le mieux adapté pour extraire la hauteur dominante du peuplement.

En général, l'erreur type de cet approche démontre une correspondance relativement concluante, mais il est connu qu'un haut percentile de la surface forestière (MHC) se situe toujours en bas de la hauteur dominante et qu'un ajustement à partir des données terrain doit ainsi être appliqué. Dans le cas de modèles photo-lidar, produits à partir de photos d'archives, nous avons procédé à l'ajustement à partir de 40 mesures photogrammétriques manuelles par année<sup>18</sup> d'après l'équation suivante :

$$H_{dij} = b_0 + b_1 H_{75} \quad (1)$$

$i$  : année ;

$j$  : placette ;

$H_{75}$  : hauteur moyenne du percentile 75 du MHC<sub>PL</sub> ;

$H_d$  : hauteur moyenne des quatre plus gros arbres de la placette, mesurés par photogrammétrie et corrigés par le facteur de Spurr<sup>1920</sup> ;

$b_0$  et  $b_1$  : paramètres obtenus dans la régression ;

### 2.2.2. L'indice de qualité de station (IQS)

L'IQS consiste à estimer la hauteur moyenne des arbres composant la cohorte dominante à un âge de référence (p.ex. 50 ans). Il présume que les arbres en question ont été capables de se développer sans connaître une forte compétition intra ou inter spécifique, ce qui leur permet d'exprimer plus fortement dans leur hauteur les conditions environnementales du milieu (les ressources disponibles pour leur croissance).

---

<sup>18</sup> Les mesures manuelles de la hauteur des arbres individuels sont faites à l'aide du logiciel EarthXpert, qui emploie un couple stéréoscopique ainsi qu'un MNT, tel le MNTL

<sup>19</sup> Le facteur de correction dépend de l'échelle de la photographie aérienne et du type d'essence prédominante. À l'échelle de 1 : 15000, le facteur pour les cimes conique, normale (circulaire) et complexe est de respectivement 1.066m, 0.6096m et 0.1524m.

<sup>20</sup> Pour 2003, nous avons également calibré la hauteur dominante du 75<sup>e</sup> percentile d'après la hauteur dominante moyenne des 4 plus gros arbres de la placette.

Pour les 17 placettes permanentes dont nous disposons de l'âge (sur un total de 44 placettes), nous avons utilisé l'équation (2) de Pothier et Savard (1998) pour estimer la valeur de l'IQS :

$$IQS = b_1 H_d^{b_2} (1 - e^{-b_3 A})^{b_4 H_d^{-b_5}} \quad (2)$$

$H_d$  : hauteur dominante estimée d'après les placettes permanentes<sup>21</sup>;

$A$  : âge mesuré sur le terrain pour chaque placette;

$b_i$  : paramètres estimés par Pothier et Savard (1998, p.39), choisis selon le diamètre moyen de l'essence dominante;

Cependant, comme nous désirons utiliser les autres placettes dans l'analyse, il était nécessaire d'estimer l'IQS de manière indépendante de l'âge. En utilisant la dérivée première de l'équation précédente en fonction du temps, nous pouvons supprimer l'âge du calcul et employer l'accroissement annuel de la hauteur :

$$ih_t = \frac{\partial H_d}{\partial A} = b_3 b_4 IQS^{-b_5} H_{dt} \left( \left( \frac{H_d - b_0}{b_1 IQS^{b_2}} \right)^{\frac{-IQS^{b_5}}{b_4}} - 1 \right) \quad (3)$$

$ih_t$  : l'accroissement annuel de la hauteur dominante calculé d'après les mesures photo-lidar dans la période  $t$  ;

$H_{dt}$  : hauteur dominante estimée d'après les mesures photo-lidar de la dernière année de la période  $t$  ;

$b_i$  : paramètres estimés par Pothier et Savard (1998, p.39), choisis selon le diamètre moyen de l'essence dominante des placettes permanentes ;

$t$  : période d'analyse ;

Pour solutionner cette équation, nous avons employé la procédure PROC NLIN de SAS qui utilise un algorithme de Gauss-Newton pour trouver de manière itérative la valeur de l'IQS. Cette approche non linéaire par ajustement de moindres carrés permet d'obtenir la valeur de l'IQS qui correspond mieux aux observations. De cette manière, la méthode obtient une

---

<sup>21</sup> Les mesures des arbres indiqués comme dominants et codominants ont été considérées. Lorsque la hauteur était présentée, mais le statut de dominance de l'arbre ne l'était pas, l'arbre a été considéré uniquement si le dhp était supérieur à 9 cm.

valeur d'IQS qui minimise l'erreur calculée d'après les observations. Chaque observation est constituée d'une valeur d'accroissement annuel (m/année) et de la valeur de hauteur dominante de la dernière année de la période  $t$ . Ainsi, chaque période d'analyse  $t$  a été considérée en tant qu'observation ( $t_1 = 1945$  à  $1965$ ,  $t_2 = 1965$  à  $1983$ ,  $t_3 = 1983$  à  $2003$ ,  $t_4 = 1945$  à  $1983$ ,  $t_5 = 1965$  à  $2003$  et  $t_6 = 1945$  à  $2003$ ).

Afin d'estimer la capacité de l'équation 3 à prédire l'IQS indépendamment de l'âge, nous avons comparé les valeurs obtenues par l'équation 2 à celles obtenues par l'équation 3 (statistique  $t$ ), où l'hypothèse nulle indiquerait une différence entre la valeur moyenne de chaque échantillon égale à 0. À la suite de la validation de l'équation 3, nous avons pu estimer l'IQS pour toutes les placettes en nous appuyant uniquement sur les données collectées dans les MHCs.

### 2.2.3. La hauteur théorique prédite selon les modèles de Pothier et Savard (1998)

À partir de la mesure de  $H_d$  photo-lidar d'une période  $l$  ( $pl$ ), on a estimé l'âge de l'essence dominante dans la placette d'après l'équation suivante :

$$A = -b_3 \ln \left( 1 - \left( \frac{H_d - b_0}{b_1 IQS^{b_2}} \right)^{b_4 IQS^{-b_5}} \right) \quad (4)$$

$H_d$  : hauteur dominante (mesure photo-lidar) ;

$A$  : âge à déterminer ;

$IQS$  : obtenu à partir de l'accroissement annuel de la hauteur (équation 3) ;

$b_i$  : paramètres estimés par Pothier et Savard (1998, p.39), choisis selon le diamètre moyen de l'essence dominante ;

Pour établir la hauteur théorique en 2003 (période 2 ou  $p2$ ), nous avons projeté l'équation ci-dessous dans le temps, en substituant l'âge par un « âge attendu », c.-à-d., l'âge estimé en  $p1$  auquel on additionne le nombre d'années correspondant à l'intervalle  $p1 - 2003$ .

$$H_{d2003} = b_0 + b_1 IQS^{b_2} (1 - e^{-b_3 A})^{b_4 IQS^{-b_5}} \quad (5)$$

$H_{d2003}$  : hauteur dominante prédite en 2003 ;

$A$  : âge attendu ;

$b_i$  : paramètres estimés par Pothier et Savard (1998, p.39), choisis selon le diamètre moyen de l'essence dominante ;

Dans la majorité de cas, la première mesure ( $p1$ ) a été réalisée pour 1945, mais afin d'utiliser un plus grand nombre d'observations, nous avons également effectué les projections à partir des années 1965 et 1983.

#### 2.2.4. Les variables environnementales

Afin d'examiner l'effet des différentes conditions environnementales sur la croissance de la hauteur et sur la prédiction des modèles de croissance, nous avons analysé plusieurs variables d'autécologie et de synécologie.

##### 2.2.4.1. Variables d'autécologie : traits écologiques et caractéristiques biophysiques

Dans l'analyse des variables d'autécologie, les placettes ont été décrites d'après les caractéristiques propres du peuplement : le type d'essence dominante et sa tolérance à l'ombre, le type de dépôt de surface, le type de régime hydrique, la topographie (altitude, pente, azimut de la pente) et la distance de la lisière (mesure de microclimat).

Les variables concernant le régime hydrique, édaphique, ainsi que la distance de la lisière ont été obtenues dans les cartes écoforestières du troisième programme décennal d'inventaire. Les caractéristiques topographiques ont été calculées à partir du MNT<sub>L</sub> (résolution de 0.5 m). L'essence dominante a été obtenue dans les placettes permanentes de la FERLD selon leur surface terrière et leur statut indiqué dans le plan d'inventaire.

#### 2.2.4.2. Variables de synécologie : structure forestière

Les variables liées à la synécologie incluent le type de peuplement, le nombre d'essences forestières dans la placette, l'indice de densité relative, l'indice de Shannon de succession diamétrale, le temps écoulé depuis la dernière perturbation et la présence ou absence de perturbations anthropogéniques avant la délimitation de la zone de conservation en 1995 (par ex. coupes partielles).

Le type de peuplement a été classifié en fonction de la proportion de la surface terrière des essences forestières résineuses dans la placette (MRNF, 2006) : si 75 % de la surface terrière provient d'essences résineuses, il s'agit d'un peuplement pur à dominance résineuse (PR). Si moins de 25 % de la surface terrière provient d'essences résineuses, le peuplement sera pur à dominance feuillue (PF). Si les résineux forment entre 25 % et 50 % de la surface terrière, il s'agit d'un peuplement mixte à dominance feuillue (MF). Finalement, si les résineux constituent de 50 à 75 % de la surface terrière, il s'agit d'un peuplement mixte à dominance résineuse (MR).

L'indice de densité relative révèle la variation de densité des tiges entre les placettes, selon le potentiel de tiges que chaque placette peut avoir d'après le type d'essence dominante. Il est estimé selon l'équation de Drew et Flewelling (1979) :

$$\rho_r = \frac{N_0}{\left[ \frac{D_{qt}}{10^{b_1}} \right]^{-1/b_2}}$$

$\rho_r$  (l'indice de densité relative) ;

$N_0$ , nombre total de tiges à l'hectare ;

$D_{qt}$ , dhp quadratique moyen de l'ensemble des arbres du peuplement ;

$b_i$ , paramètres estimés ;

L'indice de Shannon de succession diamétrale (Gauthier, 1993) utilisé est inspiré de l'indice de Shannon de diversité, mais au lieu d'employer les données d'abondance d'espèces, il recourt aux classes de diamètre des arbres. Il désigne ainsi l'état de recrutement à l'intérieur de la placette. Les valeurs proches de 1 indiquent des placettes ayant plus d'hétérogénéité de classes de diamètre. L'équation utilisée est la suivante :

$$IndicedeShannon\_diametrale = \frac{-\sum p_i \ln p_i}{\ln c}$$

$p$  est la proportion de tiges dans chaque classe  $i$  ;

$c$  est le nombre total de classes ;

Toutes les variables mentionnées ont été estimées d'après les données des placettes permanentes de la FERLD à l'exception du temps écoulé depuis la dernière perturbation (connu comme TSF en anglais « time since fire ») ainsi que la présence ou l'absence de perturbations mineures (par ex. coupes partielles). Le TSF a été calculé d'après les dates de feux décrites par Dansereau et Bergeron (1993), tandis que les registres de perturbations mineures proviennent des cartes anciennes de la FERLD.

## 2.2.5. Préparation des tables des données

Dans les approches statistiques proposées pour répondre à nos objectifs, certaines transformations ont été nécessaires. D'abord, les données ont été organisées en tables multivariées (approche matricielle). La matrice  $Y$  regroupe les variables réponse ( $Hd$ ,  $ih$ )

tandis que la matrice X contient les variables environnementales. L'appendice A présente un résumé de chaque matrice.

Comme nous pouvons le constater dans les pages qui précèdent, les variables proposées dans cette étude sont de différents types mathématiques (quantitatives, binaires, qualitatives). Compte tenu que certaines analyses n'ont été conçues que pour les données de type quantitatif ou binaire (ex. analyse de redondance), les données qualitatives ont été codées en variables binaires (« dummy »). La condition d'indépendance linéaire entre les variables a été maintenue en utilisant une classe de variable binaire de moins pour représenter toutes les variables codées (p. ex. nous avons quatre classes de dépôt de surface, trois variables binaires ont été suffisantes pour le codage pour éviter une colinéarité entre les variables).

Ensuite, les sites pour lesquels les données étaient manquantes ont dû être éliminés de l'analyse, car des valeurs codées comme -99999 ne pouvaient être traitées dans les calculs matriciels, ce qui nous laisse un total de 38 sites pour 2003, par exemple. Il est important de noter que la proportion de placettes selon les types de couvert forestier s'est maintenue approximativement :

**Tableau 2.2.6.1.**

Nombre de placettes selon la zone de recouvrement de chaque année après traitement de données

<i>Année</i>	<i>Pur</i>		<i>Mixte</i>		<i>total</i>
	<i>PF</i>	<i>PR</i>	<i>MF</i>	<i>MR.</i>	
1945	6	6	7	5	24
1965	8	7	8	7	30
1983	10	10	10	8	38
2003	9	8	11	10	38

Finalement, afin d'amener toutes les données à une échelle commune (les variables ont des unités très différentes, ce qui nous empêchait de les comparer), nous avons dû centrer et réduire<sup>22</sup> les variables de la matrice réponse Y ainsi que de la matrice explicative X.

<sup>22</sup> Centrer et réduire une variable consiste à soustraire sa moyenne à chacune de ses valeurs initiales et ensuite diviser par son écart type.



## 2.3. Approches statistiques

### Analyse de la hauteur dominante

Nous avons tenté d'examiner les effets des différentes conditions environnementales sur la hauteur dominante observée au MHC 2003 afin de vérifier si la variation de la croissance est due à la qualité du site ou à une condition particulière de l'année analysée.

#### 2.3.1. Étude « *a priori* » de la structure de la matrice réponse Y

Le projet de recherche vise à comprendre l'évolution de la hauteur des peuplements forestiers, en essayant notamment de détecter des différences selon le type de couvert forestier (mixte, pur, de dominance feuillue ou résineuse). Est-ce qu'une simple analyse de la matrice de ressemblance d'Y pourrait indiquer qu'en effet la hauteur dominante varie en fonction du type de couvert forestier?

Nous avons proposé ici l'utilisation d'un test de corrélation de Mantel (1967) de comparaison de deux matrices de ressemblance dont les variables ont été obtenues de manière indépendante (la matrice réponse Y (Hd et ih) et une matrice contenant des valeurs binaires de type de couvert forestier (MR, MF, PR, PF)). Les valeurs varient entre -1 et 1, et un test de permutation unilatéral a été appliqué afin de tester l'hypothèse de corrélation positive entre les deux matrices.

Tout d'abord, il a fallu obtenir les matrices de ressemblances appropriées à chaque type de donnée. La distance de Jaccard a été proposée pour la matrice de type de couvert forestier, qui contient uniquement des valeurs binaires. Gower a été priorisé pour la matrice Y qui est,

quant à elle, composée par des variables quantitatives. Les transformations appropriées ont été apportées afin que les distances soient euclidiennes (ex. la racine de  $1-S$ )<sup>23</sup>.

Afin d'obtenir un résultat visuel de la structure d' $Y$ , nous avons réalisé également un regroupement de sites à partir de l'analyse de la matrice de ressemblance d' $Y$ . La méthode de Ward (1963) a été choisie, de sorte que les groupes ont été formés de façon à augmenter le moins possible la somme des distances carrées entre les sites et les groupes de centroïdes (cette distance au début de la procédure est amenée à zéro, car chaque site est dans son propre groupe). Ensuite, nous avons estimé la corrélation entre la matrice cophénétique et la matrice de ressemblance pour détecter dans quelle mesure le résultat du regroupement correspond à la matrice de ressemblance. Vu que nous sommes plutôt intéressés à la structure géométrique qu'à la longueur des branchements du dendrogramme, nous avons utilisé le coefficient non paramétrique de Spearman, qui s'avère être plus puissant dans ce cas (Legendre et Legendre, 1998).

### 2.3.2. Analyse des facteurs d'autécologie et synécologie

Afin de comparer deux matrices de variables, une analyse statistique assez répandue est l'analyse canonique, qui associe une méthode de régression à une méthode d'ordination des données. Cependant, comme le but de notre recherche est de connaître la fraction de la structure de la matrice réponse qui est expliquée par la matrice explicative (nous ne sommes pas intéressés seulement à la corrélation), nous avons employé l'analyse de redondance, une variation de l'analyse canonique.

Dans l'analyse de redondance, une régression multiple et une analyse des composantes principales sont appliquées aux données. Les vecteurs d'ordination d' $Y$  sont ainsi une combinaison linéaire des variables de  $X$  (Legendre et Legendre, 1998).

---

<sup>23</sup> La distance de Jaccard et de Gower sont décrites dans Legendre et Legendre (1998).

Cette analyse nous permet d'obtenir le pourcentage de la variation d' $Y$  qui est expliqué par chaque axe canonique; le coefficient de détermination multiple ajusté ou non ( $R^2_a$  ou  $R^2$ ), qui indique le potentiel de prévision d'un modèle de régression multiple; ainsi qu'un graphique indiquant la position des sites et des vecteurs réponses et explicatifs.

Nous avons pu par la suite réaliser une analyse pas à pas pour identifier un modèle parcimonieux, où les variables qui contribuent de manière peu significative au modèle sont éliminées. La sélection pas à pas débute sans aucune variable explicative. Ensuite, la variable qui produit la valeur  $R^2$  la plus importante est sélectionnée (uniquement si l'augmentation est significativement supérieure à zéro). La méthode est reprise par itération jusqu'à ce qu'aucune variable disponible ne soit capable d'augmenter significativement la valeur de  $R^2$ .

### 2.3.3. Analyse de la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante

Notre premier objectif est de vérifier si la croissance réelle des peuplements correspond aux résultats estimés par les modèles de croissance actuels. Il s'agit de la comparaison des données de hauteur mesurées dans les MHCs photo-lidar avec des valeurs prédites par le modèle de Pothier et Savard (1998) d'évolution de la hauteur pour une même période. De manière plus spécifique, nous avons comparé la hauteur dominante mesurée dans les placettes en p2 (2003) avec la valeur de la hauteur qui serait prédite par Pothier et Savard (1998) dans l'âge attendu.

Malheureusement, le nombre  $n$  d'observations est si petit que le nombre de tests statistiques capables de détecter une corrélation positive entre les valeurs observées aux modèles théoriques est limité. Compte tenu que nous désirons évaluer le comportement des peuplements mixtes par rapport aux peuplements purs, nous avons suggéré notamment le regroupement de données des placettes selon le type de couvert forestier, ce qui augmenterait le nombre  $n$  d'observations et la robustesse de l'analyse. Deux autres possibilités de regroupements ont été également vérifiées : le regroupement sans distinction du type de

peuplement et le regroupement d'après les placettes qui ont eu un accroissement positif tout au long de la période de l'analyse.

Deux tests sont suggérés dans cette étude. La première approche est un test de permutation de corrélation entre les valeurs observées et les valeurs modélisées, en utilisant une statistique  $t$ . La deuxième approche compare les valeurs observées et les prédictions d'un modèle spécifique, afin d'indiquer la qualité de ce dernier, en utilisant une régression linéaire simple de modèle 2 à l'aide de la méthode d'axe majeur (Mesplé *et al.*, 1996, Legendre, 2008).

La première approche (corrélation) peut nous indiquer s'il y a une interdépendance entre les deux séries, sans considérer une relation de causalité ou de fonctionnalité entre elles. La deuxième approche (régression), peut établir la meilleure relation fonctionnelle entre les séries pour tester l'hypothèse unilatérale qui indique que les prédictions sont positivement corrélées aux observations du terrain.

La méthode de régression de modèle 2 (Legendre, 2008) requiert l'analyse des données à priori, pour vérifier si les données ont une distribution normale à deux variables ou « *bivariate normal* » (cela peut être vérifié à l'aide d'un test de khi-carré en utilisant une corrélation « *polyserial* » (Drasgow, 1986). Les données doivent également être dans une échelle commune (ou sans unités) et doivent être originaires d'un processus aléatoire (non contrôlé).

Dans la méthode d'axe majeur, la qualité du modèle est analysée selon la proximité de la pente à la valeur 1 et de l'ordonnée à l'origine à la valeur zéro. Des intervalles de confiance sont fournis pour chacun des coefficients, ainsi que la corrélation entre les séries et le niveau de signification de celle-ci.

Finalement, nous avons effectué une régression entre l'erreur de prédiction et les différentes variables environnementales, afin de détecter quelle variable pouvait mieux expliquer le biais de prédiction (voir description de la préparation de tables des données 2.2.6.).

## CHAPITRE III

### RÉSULTATS

Traitement de données de télédétection et préparation de tables de données

3.1. Estimation de l'erreur associée au traitement des données photogrammétriques et altimétriques.

#### 3.1.1. Modèles numériques de surface ( $MNS_p$ )

L'orientation relative et l'orientation absolue des couples stéréoscopiques réalisées à partir de points de calage repérés au MNT lidar ont donné des résultats satisfaisants en XYZ (l'erreur quadratique moyenne<sup>24</sup> est sub-métrique pour tous les modèles photogrammétriques. Voir Appendice C. Tableau C. 3.1.1.1.).

Afin de vérifier la qualité des modèles numériques de surface produits à partir de ces modèles photogrammétriques ( $MNS_p$ ), nous avons comparé l'altitude de 103 points-sol repérés dans les  $MNS_p$  avec des points correspondants repérés dans le  $MNT_L$  (environ 8-10 points par couple stéréoscopique). Les points choisis se trouvent notamment sur les affleurements rocheux, où nous croyons que l'altitude a subi peu ou aucun changement pendant la période (postulat de stabilité du sol au cours du temps).

---

<sup>24</sup> Le biais est la moyenne des erreurs de prédiction tandis que la racine carrée de la somme des carrées des erreurs de prédiction divisé par le nombre d'observations correspond à l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

Le biais absolu moyen observé est de 1.91 m pour 1945, 1.21 m pour 1965 et 1.41 m pour 1983. L'erreur quadratique moyenne est de 3.15 m pour 1945, 1.62 m pour 1965 et 1.82 m pour 1983.

La source d'erreur résulte principalement de la collecte des points de calage, car les conditions pour repérer des points d'une année à l'autre n'étaient pas idéales. En premier lieu, dans la zone de conservation nous observons très peu de chemins routiers ou de bâtiments, et lorsqu'ils sont présents dans une photographie ancienne, ils n'existent plus nécessairement en 2003. En deuxième lieu, nous observons dans les photos anciennes les traces de coupes partielles des années antérieures, mais les trouées sont en grande majorité composées par une régénération avancée. Les images sont dépourvues de zones ouvertes distinctes observables jusqu'à 2003. En troisième lieu, nous avons des conditions topographiques légèrement accidentées : la présence de petites collines nous oblige à prendre des points de calage dans des zones ayant une pente assez importante, zones plus vulnérables aux erreurs de parallaxe. Finalement, la présence du lac Duparquet dans certaines photos nous empêche de prendre des points de calage bien répartis dans tous les modèles puisqu'aucun point de repère ne peut y être observé.

Afin de mieux ajuster le  $MNS_p$  au  $MNT_L$ , nous avons utilisé un échantillon de points-sol extraits du  $MNT_L$  dans une interpolation globale polynomiale de premier degré. Cette méthode emploie les points échantillons ainsi que le  $MNS_p$  pour identifier les paramètres de l'équation de correction globale capable d'atténuer l'écart entre les deux modèles :

**Tableau 3.1.1.1.**  
Paramètres pour l'ajustement des MNS<sub>PL</sub>

Années	Paramètres pour correction globale de 1 <sup>er</sup> degré $Z=b0 + b1 Z_{MNSPL}$	
	b0	b1
<b>1945 : Bloc 1 et 2</b>		
966527 et 966526	0.562	0.846
966528 et 966527	0.014	0.374
966529 et 966528	0.101	0.455
966530 et 966529	0.319	-0.282
<b>1965 : Bloc 3 et 4</b>		
65260149 et 65260148	-0.032	-0.792
65260150 et 65260149	0.029	0.572
65260151 et 65260150	0.246	-0.095
<b>1983 : Bloc 5</b>		
83325181 et 83325180	0.645	-0.316
83325182 et 83325181	0.751	-0.012
83325183 et 83325182	0.671	-0.109
83325184 et 83325183	0.411	-0.036

Cette correction nous a permis d'obtenir une précision sub-métrique pour les mesures altimétriques des MNS de 1965 et 1983 (0.67 m et 0.60 m respectivement) et une précision d'environ 1.65 m pour 1945. La précision des MNS<sub>P</sub> a été estimée d'après la collecte de 104 points de contrôle indépendants de ceux utilisés pour l'ajustement (8 à 10 par couple stéréoscopique). La nécessité de mieux coregistrer les points-sol entre le MNS<sub>PL</sub> et le MNT<sub>L</sub> a également été observé avec la méthodologie de MNS<sub>P</sub> développée par Véga et St-Onge *et al.* (2008).

### 3.1.2. Modèle de hauteur de la canopée (MHC) et Hauteur dominante

La hauteur dominante de chaque placette a été obtenue à partir du MHC de chaque année et comporte une erreur quadratique qui varie de 1 à 2.7 m et un biais moyen qui varie de 90 cm à 2.4 m par rapport aux mesures manuelles réalisées par photogrammétrie. De plus, la comparaison entre la hauteur dominante calculée à partir des données d'inventaire de terrain collectées entre 2003 et 2006 n'a pas été statistiquement différente de la hauteur dominante estimée à partir du MHC<sub>L2003</sub> ( $r=0.77$ ,  $p > 0.05$ ) et le biais moyen a été de -0.69 m.

Nous avons calibré les mesures photo-lidar à partir des mesures manuelles (40/année) en utilisant les paramètres de la table 4.1.2.1. ( $r^2$  entre 0.85 et 0.99) dans l'équation (1). L'erreur quadratique de la hauteur dominante calibrée varie entre 57 cm et 2.12 m et le biais moyen absolu est entre 36 cm à 1.8 m. L'erreur la plus importante se trouve en 1965 (RMSE de 2.12 m) et cela peut être dû à la qualité radiométrique des clichés, notamment les effets de l'angle d'illumination et de la texture observée (voir Figure 4.1.2.1.). Bien que les photographies de 1945 produisent des MNS<sub>p</sub> comportant des erreurs altimétriques plus importantes que les autres années (faute de points de calage appropriés), nous observons qu'une fois le modèle bien calibré, l'erreur quadratique moyenne de la hauteur dominante pour cette année devient similaire ou inférieure à celle des autres années. La netteté de l'image, sa texture et l'effet de l'ombre nous permet de bien distinguer les patrons d'agencement des objets, ce qui permet à la modélisation de bien reproduire la structure de la canopée dans les MHCs.

**Tableau 3.1.2.1.**  
Paramètres de régression : Hd MHC vs Hd mesures manuelles

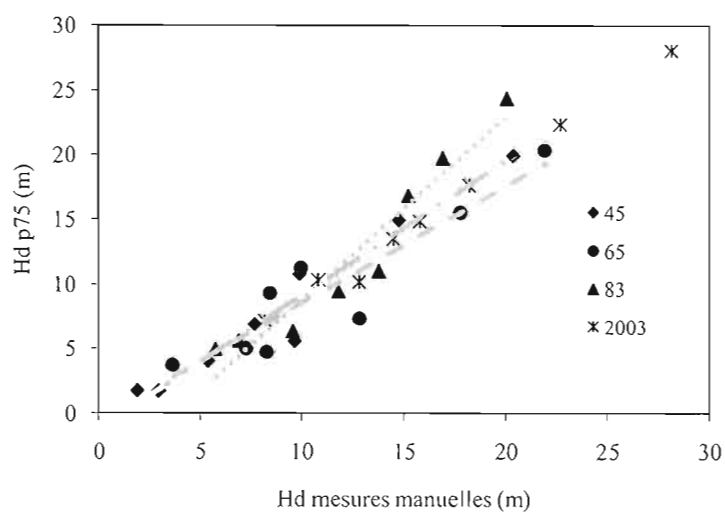
Année	b0	b1	R <sup>2</sup>
1945	1.0365	-1.2364	0.9449
1965	0.9027	-0.5159	0.8558
1983	1.4114	-5.3593	0.9291
2003	1.0649	-1.9558	0.9911

**Tableau 3.1.2.2.**  
Précision de la mesure de Hd à partir de MHCs

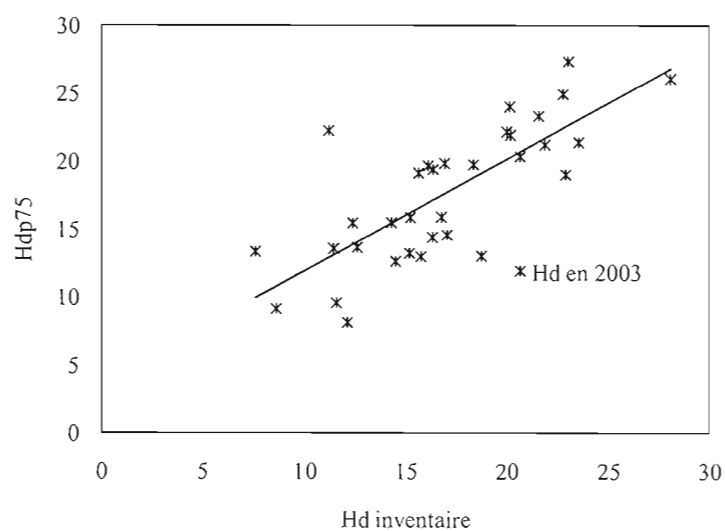
Année	RMSE (m) Hd	Biais moyen (m) Hd	Biais moyen absolu (m) Hd	RMSE (m) Hd calibré	Biais moyen absolu (m) Hd calibré
1945	1.66	-0.904	1.15	1.29	0.91
1965	2.68	-1.612	2.16	2.12	1.81
1983	2.62	-0.216	2.40	1.23	1.06
2003	1.15	-0.893	0.89	0.57	0.36



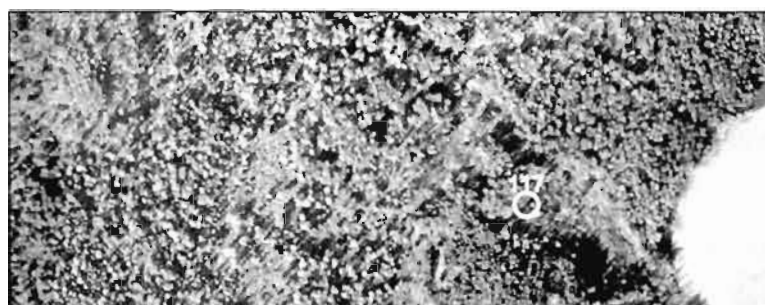
**Figure 3.1.2.1.**  
Mesures Hd MHCs vs mesures Hd  
manuelles



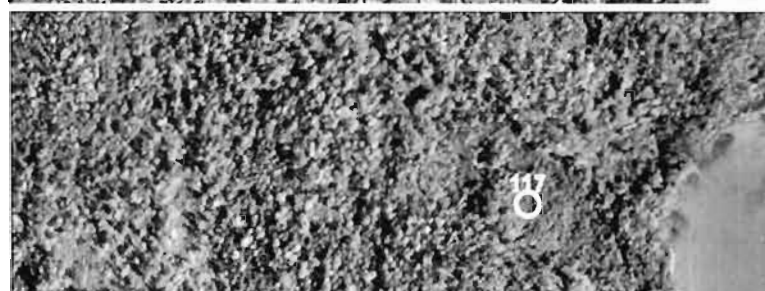
**Figure 3.1.2.2.**  
Mesures Hd MHCs vs mesures  
d'inventaire



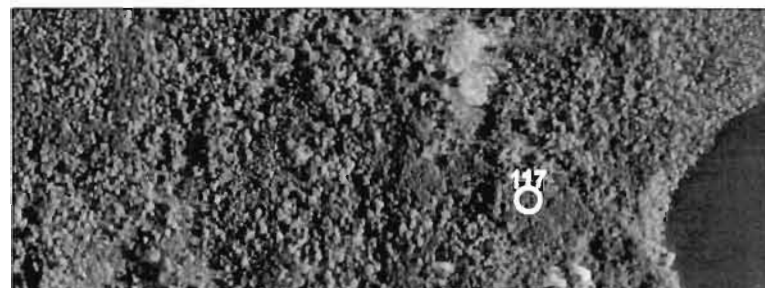
**Figure 3.1.2.3.**  
Extraits des orthophotographies (a) 1945, (b) 1965, (c) 1983, (d) 2007 –Vexcel, (e)  
MHC2003;



(a)



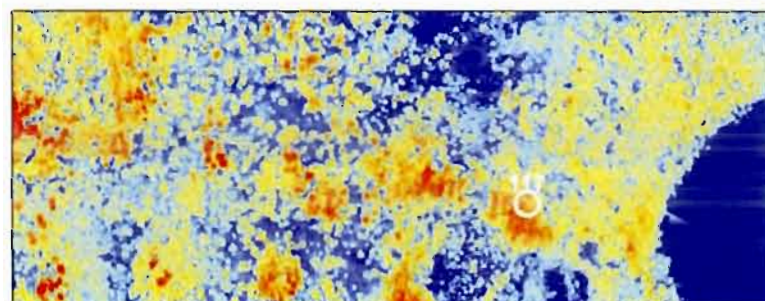
(b)



(c)



(d)

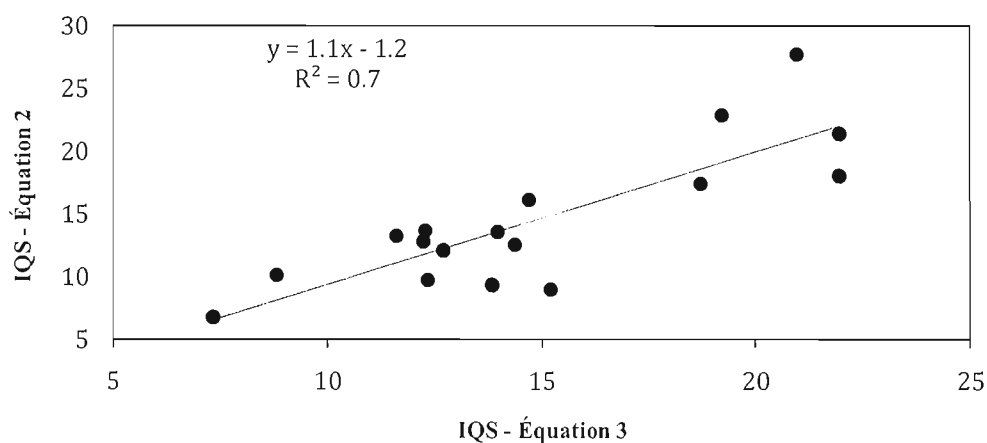


(e)

### 3.1.3. Indice de qualité de station

Les valeurs d'IQS obtenues à partir de l'équation 2 (âge-hauteur) et de l'équation 3 (qui utilise l'accroissement en hauteur) ne sont pas statistiquement différentes à 95 %, ce qui nous permet d'estimer l'IQS pour toutes les placettes sans utiliser l'âge comme paramètre. Le biais absolu moyen est de 2.3 m et l'erreur quadratique moyenne est de 3.01 m.

**Figure 3.1.3.1.**  
Validation de l'équation 3



### 3.2. Caractérisation générale des placettes : structure forestière et caractéristiques biophysiques

L'analyse des placettes nous permet de constater que la hauteur dominante ne suit pas toujours un seul modèle de courbe comme les modèles de croissance le présument. La dynamique forestière à l'intérieur du peuplement, comme l'ouverture d'une trouée due à un arbre mort ou à la défoliation, change nettement sa structure verticale.

**Figure 3.1.3.2.**  
Évolution de la hauteur dominante entre 1945 et 2003 : 8 exemples de courbe de croissance



Les peuplements dominés par les résineux présentent un IQS et une Hd plus bas que ceux dominés par les feuillus, et ce tant pour les peuplements purs que mixtes. Les peuplements purs dominés par les feuillus présentent un IQS et une hauteur dominante supérieurs à ceux des peuplements mixtes (19.83 m contre 15.82 m et 21.70 m contre 18.62 m). Alors que pour les peuplements dominés par les résineux, l'IQS est approximativement égal dans les deux

types de peuplements (11.25 et 11.89 m), mais la hauteur dominante du peuplement mixte est supérieure à celle du peuplement pur (14.61 m contre 11.97m). En résumé : Hd : PF > MF > MR > PR et l'IQS : PF > MF > MR  $\cong$  PR

**Tableau 3.2.1.**  
Structure verticale par type de peuplement

Type de peuplement	IQS	HdphL2003 (m)	TSF
PF	19.83	21.70	154
PR	11.25	11.97	223
MF	15.82	18.62	139
MR	11.89	14.61	178

Les placettes permanentes disponibles semblent bien représenter la diversité environnementale de la zone de conservation. Les placettes sont présentes dans tous les gradients de régime hydrique (1 à 5) et de dépôt de surface (entre affleurements rocheux, till, glaciolacustre et dépôts organiques); elles sont situées entre 230 m et 317 m d'altitude et entre 4 et 38 degrés de pente; et leur distance de la lisière varie entre 3 et 90 m;

Une bonne représentativité dans l'échantillon est aussi constatée dans la structure forestière : la Hd varie entre 5.315 m à 28.077 m; l'indice de densité relative varie entre 0.151 et 0.979; l'indice de Shannon de succession diamétrale est entre 0.492 et 0.959; les placettes sont composées de 2 à 7 essences; et entre 90 et 249 ans se sont écoulés depuis le dernier feu.

**Tableau 3.2.2.**  
Description statistique des variables quantitatives

Variable	Min	Max	Étendue	Moyenne
H <sub>d1945</sub>	3.17	19.84	16.67	11.44
H <sub>d1965</sub>	4.21	25.77	21.56	11.32
H <sub>d1983</sub>	7.66	20.46	12.80	12.68
H <sub>d2003</sub>	5.32	28.08	22.76	16.36
lh (1983-2003)	-0.25	0.43	0.68	0.18
altitude	229.80	317.95	88.15	251.00
azimut de la pente	49.35	289.65	240.30	-
pente	4.21	38.16	33.94	16.00
dist_lisiere	2.84	87.98	85.15	41.00
Indice de Shannon	0.49	0.96	0.47	0.79
Idrel	0.15	0.98	0.83	0.63
Nombre_Essences	2.00	7.00	5.00	44.74
TSF	90.00	249.00	159.00	177.00

### 3.3. Analyse de la hauteur dominante

#### 3.3.1. Étude « a priori » de la structure de la matrice réponse Y

Comme notre étude vise à comprendre le comportement de la croissance de la hauteur dominante selon le type de peuplement (purs ou mixtes), nous avons proposé une analyse à priori de la structure de la matrice réponse (hd, ih) pour vérifier si les données sont regroupées principalement autour du type de couvert forestier.

D'après le test de Mantel, 20.7 % de la structure de la matrice réponse est expliquée par le type de couvert forestier ( $r = 0.207$ ,  $p = 0.0001$ ). Lorsque nous observons le dendrogramme de regroupement de Ward (Appendice E), fait uniquement à partir de la matrice réponse, il ressort que les placettes de type PF (pur, feuillue) se trouvent en groupes assez importants (en effet, sur 9 placettes de ce type, seulement une ne se trouve pas sous la même branche). Cette tendance est observée aussi pour le MR (mixte, résineux) : sur 10 placettes de ce type, une seule se présente sous une branche différente. Les placettes de type MF (mixte, feuillue) et de type PR (pur, résineux) ne semblent pas être organisées de façon systématique, puisqu'elles sont présentes sous différents branchements en petits groupes de 2 ou 3 placettes. La corrélation cophénétique, qui indique dans quelle mesure le résultat du regroupement correspond à la matrice de ressemblance est de 0.738.

Les deux tests présentés ci-dessus ont pour seul but d'analyser la matrice réponse d'après le type de peuplements, et ce, de façon exploratoire. Ils nous indiquent qu'il y a une corrélation entre la hauteur dominante et le type de couvert et que les données sont d'une certaine manière structurées d'après le type de couvert forestier. Toutefois, les tests multivariés réalisés par la suite seront les seuls capables d'indiquer quelles variables explicatives décrivent le plus adéquatement la structure de la matrice réponse, c.-à-d., qui expliquent le mieux l'accroissement de la hauteur, et en conséquence la productivité du site.

### 3.3.2. Analyse des facteurs d'autécologie et synécologie

L'analyse de redondance démontre qu'un modèle utilisant toutes les variables explicatives proposées produit un coefficient de détermination ( $r^2_a$ ) de 0.408 significatif à 95 %. Il indique également que 76 % de la structure de la matrice réponse peut être expliquée par les 2 axes canoniques (70 % et 6 %, respectivement), mais que plusieurs variables contribuent très peu au modèle.

**Tableau 3.3.2.1.**  
Résultats de l'analyse de redondance

	Axes canoniques (Variance totale = 2)			
	RDA 1	RDA 2	PC1	PC2
<b>Valeur propre</b>	1.387	0.1330	0.434	0.0453
<b>proportion expliquée</b>	0.694	0.0665	0.217	0.0226
<b>proportion accumulée</b>	0.694	0.7602	0.977	1

En analysant le cadrage de type 2, qui préserve la distance Khi-carré entre les variables réponses, il est possible d'identifier au sein de quelles placettes la hauteur dominante et l'accroissement de la hauteur dominante sont favorisés. On observe également quelles sont les variables explicatives plus significatives (angles aigus par rapport aux axes).

D'après le graphique, la hauteur dominante et son accroissement sont plus prononcés dans les placettes dominées entre autres par le bouleau à papier et le peuplier faux tremble (60, 64, 59, 73, 98, 100, 113, 114, 117, 149). Les variables qui contribuent le plus (se trouvent plus proches des axes canoniques) sont : le temps depuis la dernière perturbation, la tolérance à l'ombre, le type de peuplement, l'absence/présence de perturbations mineures, l'indice de Shannon de succession diamétrale et le type de régime hydrique. Nous observons que plusieurs axes se superposent, ce qui indique que plusieurs variables contribuent de manière similaire (haute corrélation).

### Variables sélectionnées dans le modèle parcimonieux

variable	r <sup>2</sup>	r <sup>2</sup> ajusté cumulative	p-value
Tolérance à l'ombre	0.4546	0.439	0.001
Type de peuplement	0.059	0.486	0.031



**Tableau 3.3.2.3.**  
Résultat de l'analyse de redondance du modèle parcimonieux

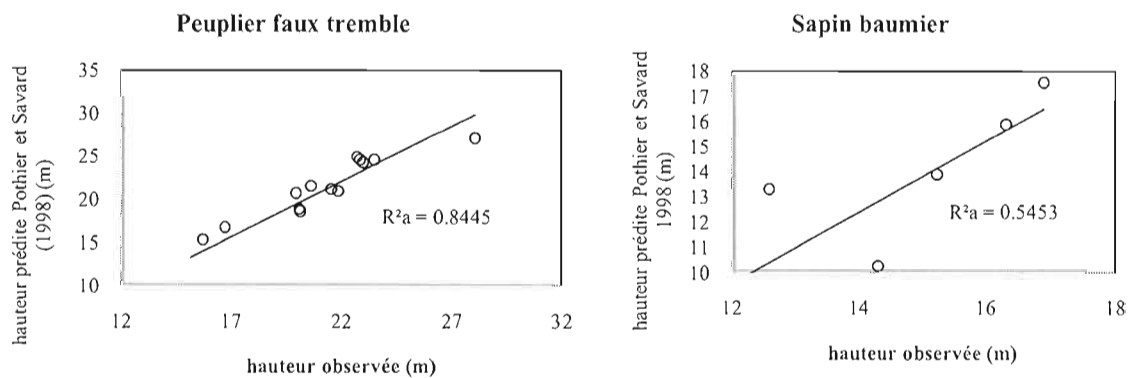
	Axes canoniques (Variance totale = 2)			
	RDA 1	RDA 2	PC1	PC2
Valeur propre	1.014	0.01427	0.810	0.162
proportion expliquée	0.507	0.00713	0.405	0.081
proportion accumulée	0.507	0.514	0.919	1

### 3.3.3. Analyse de la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante

Les valeurs prédites par le modèle de Pothier et Savard (1998) ne sont pas statistiquement différentes de celles observées en 2003 (Figure 3.3.3.1.). La corrélation et le coefficient de détermination ont été significatifs à 95 % pour toutes les essences forestières et varient de 0.78 à 0.97 et de 0.54 à 0.95, respectivement. Le sapin baumier est l'essence pour laquelle le modèle serait le moins bien ajusté ( $r=0.78$ ,  $r_a^2 = 0.54$ ,  $p < 0.05$ ). Le nombre de placettes était insuffisant pour l'analyse de l'épinette blanche et de thuya de l'Est.

**Figure 3.3.3.1.**

Validation du modèle de Pothier et Savard (1998) pour le peuplier faux tremble et pour le sapin baumier



**Tableau 3.3.3.1.**  
Corrélation et coefficient de détermination ajusté entre données observées et prédites

Essence	Corrélation		Régression (modèle 2)	
	r	p-value	R <sup>2</sup> ajusté	p-value
Peuplier faux tremble	0.92544	0.00000105	0.8445	0.0000021
Bouleau à papier	0.983	0.00842	0.949	0.0168
Épinette blanche	NA	NA	NA	NA
Épinette noire	0.9755	0.0122	0.9275	0.02445
Sapin baumier	0.7889	0.01764	0.5453	0.035
Thuya de l'Est	NA	NA	NA	NA

L'erreur de prédiction a été en dessous de 10 % pour le peuplier faux tremble, le bouleau à papier, l'épinette noire et le thuya. Toutefois, l'erreur est plus importante pour l'épinette blanche (RMSE = 3.15 m ou 18.09 % et biais = -2.20 m ou -12.6 %) et le sapin baumier (RMSE = 2.78 m ou 19.65 % et biais = -1.55m ou -11.01 %)

**Tableau 3.3.3.2.**  
Erreur quadratique moyenne et biais de prédiction pour chaque essence forestière

Essence	RMSE	RMSE %	biais	Biais %
Peuplier faux tremble	1.9813	9.4894	-0.2674	-1.2799
Bouleau à papier	0.7413	4.71	-0.1221	-0.776
Épinette blanche	3.153	18.09	-2.209	-12.6746
Épinette noire	0.697	6.0711	0.2978	2.5936
Sapin baumier	2.7803	19.65	-1.5582	-11.015
Thuya de l'Est	0.2608	2.149	0.3473	2.86138

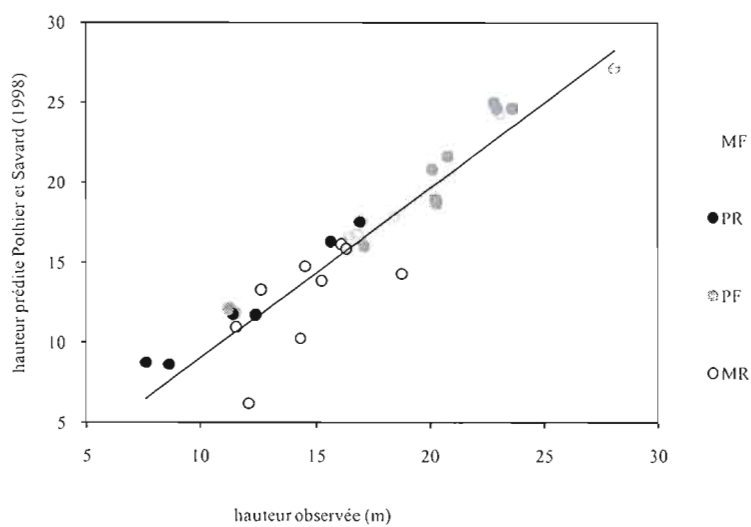
Afin de vérifier si les modèles de Pothier et Savard (1998) prédisent de manière satisfaisante l'évolution des peuplements mixtes, nous avons effectué les analyses de trois regroupements de placettes : 1. toutes les placettes; 2. uniquement les placettes qui ont présenté une croissance graduelle et positive; 3. regroupement de placettes selon le type de peuplement.

Dans le premier cas, en analysant toutes les placettes, nous observons une corrélation positive et assez importante entre les données prévues et les données observées :  $r = 0.93$ ,  $r_a^2 = 0.86$ ,  $p < 0.05$ . Dans le groupement 2, lorsque nous considérons seulement les placettes qui ont toujours présenté un taux d'accroissement positif, le résultat est similaire, mais le potentiel de prédiction du modèle semble être encore plus puissant :  $r = 0.95$ , le  $r_a^2 = 0.90$ ,  $p < 0.05$ . Nous rejetons ainsi l'hypothèse nulle d'absence de corrélation entre données prévues et observées : les modèles de Pothier et Savard (1998) prédisent de manière assez précise la hauteur dominante d'un peuplement à un âge attendu, et ce, même si le peuplement a subi les effets de perturbations locales (p. ex. taux d'accroissement négatif).

Dans le troisième groupement, lorsque nous analysons les peuplements d'après leur type de couvert forestier (mixte ou pur), le résultat est plus nuancé. Les valeurs des coefficients de corrélation  $r$  et des coefficients de détermination ajusté  $r_a^2$  ont été significatives pour tous les types de peuplement. Cela indique que les prédictions de Pothier et Savard (1998) sont précises pour les peuplements purs ( $r = 0.98$ ,  $r_a^2 = 0.96$ ) ainsi que pour les peuplements mixtes ( $r = 0.88$ ,  $r_a^2 = 0.75$ ), bien que le potentiel de prédiction de ce dernier soit nettement inférieur. Cependant, si nous décomposons l'analyse selon l'essence dominante, il en ressort que les peuplements mixtes de dominance résineuse forment le seul type de peuplement où la corrélation est significative à 95%, ce n'est toutefois pas le cas pour le coefficient de détermination du modèle  $r_a^2$ , qui est effectivement assez faible ( $r = 0.65$   $p = 0.026$ ,  $r_a^2 = 0.35$   $p = 0.054$ ).

Nous sommes conscients du faible nombre d'observations utilisé dans cette étude et des répercussions possibles sur nos résultats. Cependant, pour un même nombre de placettes analysées, la différence entre le comportement des peuplements purs et mixtes de dominance résineuse est assez nette (pur résineux :  $r = 0.98$  et  $r_a^2 = 0.96$ , alors que mixte résineux :  $r = 0.65$  et  $r_a^2 = 0.35$ ). Cette différence n'est pas observée dans les peuplements de dominance feuillue.

**Figures 3.3.3.2.**  
Données observées (phL) et prédites (PS) en 2003, décomposées par type de peuplement



L'analyse de la régression du modèle 2 (par axe majeur)<sup>25</sup> nous présente les valeurs de la pente et de l'ordonnée à l'origine. Ces valeurs ont été significatives à 95 % dans les trois regroupements, ce qui indique que l'on peut rejeter l'hypothèse nulle d'absence de corrélation entre les mesures observées et modélisées aussi par la méthode d'axe majeur. Cette méthode démontre également que les peuplements mixtes sont plus problématiques (valeurs de l'origine s'éloignent de zéro; pente d'environ 0.60), alors que les peuplements purs sont assez précis (origine -0.1; pente 0.988). Il faut noter cependant que les intervalles de confiance obtenus pour la pente et pour l'ordonnée à l'origine sont extrêmement souples (cela est souvent observé lorsque le nombre d'observations  $n$  est restreint), les résultats doivent donc être pris en considération avec beaucoup de précautions.

**Tableau 3.3.3.3.**

Corrélation et résultats de la régression de modèle 2 (axe majeur) entre données observées et prédites

Groupement	Corrélation (permutation)		Régression modèle 2 – Axe majeur				
	r	p-value	R <sup>2</sup> ajusté	p-value	origine	pente	p-value
Toutes les placettes	0.93	0.000	0.86	0.000	2.7000	0.8682	1.00E-04
Croissance positive	0.95	0.000	0.90	0.000	1.9222	0.8789	1.00E-04
Mixte	0.88	0.000	0.75	0.000	5.8278	0.7035	1.00E-04
MF	0.90	0.00009	0.79	0.0018	7.0990	0.6490	2.00E-04
MR	0.65	0.026	0.35	0.054	6.6563	0.6181	0.0183
Pur	0.98	0.000	0.96	0.000	-0.1034	0.9883	1.00E-04
PF	0.96	0.00006	0.90	0.000	0.7060	0.9532	1.00E-04
PR	0.98	0.00001	0.96	0.000	-0.2302	0.9885	0.0061

Les erreurs de prédictions sont en dessous de 10 % pour les peuplements purs (PF : biais=1.32% (0.27 m), RMSE = 6.61 % (1.36 m); PR : biais =3.08 % (0.37 m), RMSE : 5.17 % (0.62 m)), et ce, pour les peuplements de dominance feuillue ou résineuse. Pour les peuplements mixtes, cependant, nous observons que le modèle a tendance à sous-estimer la

<sup>25</sup> Le test de Khi-carré (polyserial) proposé a indiqué à 95% que les données provenant de toutes les placettes respectaient la condition de normalité à deux variables, et pouvaient ainsi être utilisées dans une régression de modèle 2.

hauteur dominante, notamment pour les résineux (MF : biais = - 4.67 % (-0.86 m), RMSE = 11.38 % (2.11 m); MR : biais : -11.92 %, (-1.74 m), RMSE : 20.77 % (3.03 m)).

Si nous analysons le biais de prédiction en utilisant les variables explicatives d'autécologie et synécologie, il ressort que l'incertitude du modèle est notamment causée par les variables liées à la composition forestière et à sa dynamique. Trois variables contribuent de manière significative à la prédiction de l'erreur (capables d'expliquer 41.09 % de l'erreur de prédiction à 95 %) : le nombre d'essences dans la placette ( $r^2_a=0.16$ ), la tolérance à l'ombre de l'essence dominante ( $r^2_a=0.1494$ ), ainsi que le temps depuis la dernière perturbation (TSF) ( $r^2_a=0.0938$ ).

**Tableau 3.3.3.4.**  
Erreur quadratique moyenne et biais de prédiction par type de peuplement

Groupement	RMSE	RMSE %	biais	Biais %	n
Toutes les placettes	2.01	11.86	-0.53	-3.15	33
Croissance positive	1.51	8.31	0.31	1.74	15
Mixte	2.59	15.70	-1.33	-8.07	17
MF	2.11	11.38	-0.86	-4.67	8
MR	3.03	20.77	-1.74	-11.92	9
Pur	1.10	6.33	0.31	1.78	16
PF	1.36	6.61	0.27	1.32	10
PR	0.62	5.17	0.37	3.08	6

## CHAPITRE IV

### DISCUSSION

#### 4.1. L'analyse de la hauteur dominante et les facteurs d'autécologie et de synécologie

Dans notre zone d'étude, la marge de variation (étendue/portée) des variables environnementales ne semble pas être suffisante pour justifier les différences de la hauteur dominante et de son accroissement (aucune variable biophysique n'est significative à 95 %). D'après les résultats observés, nous constatons que la structure verticale des peuplements est façonnée principalement par sa composition forestière : le type de peuplement (MF, PF, MR ou PR) et la tolérance à l'ombre de l'essence dominante.

Les sites dominés par les feuillus présentent une hauteur et un accroissement supérieur aux sites dominés par les résineux. Un tel résultat n'est pas étonnant puisque nos placettes se trouvent dans des sites mésiques, où toutes les essences feuillues sont intolérantes à l'ombre, tandis que toutes les essences résineuses sont tolérantes à l'ombre.

La tolérance à l'ombre affecte le mode de reproduction, la croissance, la mortalité et l'acclimatation des essences. Elle définit ainsi les avantages ou désavantages compétitifs d'un individu (ou d'un groupe d'individus) dans le peuplement et façonne le développement de celui-ci (Varga, Chen et Klinka, 2005).

Les essences intolérantes à l'ombre sont capables de s'établir assez rapidement après une perturbation à partir de drageons (ie. peuplier) ou de rejets de souches (ie. bouleau à papier),

tandis que les essences tolérantes à l'ombre se régénèrent plus souvent à partir de graines. Comme les premiers n'ont pas besoin d'allouer des photosynthates dans leur structure racinaire, les essences intolérantes ont d'abord un avantage compétitif pour l'élongation des tiges. De plus, ayant un taux d'accroissement plus élevé, elles atteignent plus rapidement la hauteur de la cohorte dominante et peuvent bénéficier de leur statut pour s'accroître davantage sans subir des effets importants de la compétition des autres essences.

En ordre décroissant de hauteur dominante on retrouve les peuplements de type PF, MF, MR, PR. Un résultat similaire a été observé par Cavard *et al.* (2010) dans l'analyse de la captation de carbone par les peuplements mixtes composés de peuplier faux tremble et d'épinette noire. Nous observons donc que la hauteur dominante des peuplements mixtes n'est pas supérieure à celle de peuplements purs lorsque ceux-ci sont dominés par les feuillus, alors que l'inverse est observé lorsque les peuplements sont dominés par les résineux. Ainsi, dans les peuplements mixtes résineux, la présence des feuillus serait bénéfique à l'accroissement de la hauteur du peuplement.

Cela pourrait être dû à la présence de quelques individus feuillus résiduels dans la cohorte dominante ou codominante qui augmenterait la hauteur moyenne du couvert. Ou la mixité pourrait engendrer une utilisation plus efficace des ressources, principalement dans le cas du mélange peuplier faux tremble avec l'épinette blanche ou le sapin baumier, car elles se distinguent quant à leur tolérance à l'ombre, elles détiennent une séparation phénologique et successioneuse et stratifient verticalement en hauteur et en système racinaire. Ou encore, parce que le peuplier faux-tremble augmenterait les nutriments disponibles dans le sol en plus d'offrir des conditions d'abri (« sheltered conditions ») et de protéger contre les attaques d'insectes (peuplements moins vulnérables à la TBE, par exemple).

Cet effet bénéfique du peuplier sur l'épinette noire a également été observé par Légaré, Paré et Bergeron (2004) lorsque le feuillu représentait jusqu'à 41 % de la surface terrière. Cela est en accord avec nos résultats, puisque dans la définition du type de peuplement employée dans cette étude (celle du MRNF) entre 50 à 75 % de la surface terrière des peuplements MRs est



composée de résineux.

Ce résultat met en évidence l'importance des traits fonctionnels des essences pour l'utilisation de ressources et l'agencement des essences dans les peuplements, ce qui justifie une analyse plus approfondie des modèles de croissance des peuplements mixtes.

#### 4.2. La validation du modèle de Pothier et Savard (1998)

D'après la comparaison entre les valeurs de la hauteur dominante observée dans notre étude (photo-lidar) et celles prévues par le modèle de Pothier et Savard (1998), il ressort que le modèle de croissance est significatif à 95 % pour toutes les essences, mais le modèle semble assez problématique pour l'analyse des résineux.

Pothier et Savard (1998) ont également observé que l'analyse des résineux était plus problématique lors de la validation de leur modèle à partir de données des placettes échantillons permanentes (PEPs). Le RMSE obtenu dans leur analyse est aussi d'environ 20 % pour l'épinette blanche et le sapin baumier (RMSE 21.47 et 20.95 %, respectivement), mais le peuplier faux tremble aurait également une erreur de 17.96 %. Le biais observé de -12.18 % pour l'épinette concorde avec nos résultats, mais celle du sapin est un peu inférieure (-7.55 %). De plus, d'après leur étude, seules les essences résineuses seraient sous-estimées par leur modèle.

Il est intéressant d'observer que les deux études parviennent à des conclusions semblables bien qu'elles aient été faites à partir de données indépendantes, de différente nature (télédétection et PEP) et sur une échelle de temps différente (58 ans vs 20 ans). Une certaine prudence est toutefois de mise puisque notre étude porte sur des peuplements purs et mixtes, alors que seules les placettes dont la surface terrière de l'essence était supérieure ou égale 75 % ont été retenues par Pothier et Savard (1998).

L'analyse du biais de prédiction selon les variables d'autécologie et de synécologie signale que les erreurs les plus importantes entre les valeurs observées en 2003 et celles prédites par Pothier et Savard (1998) sont observées dans les sites plus complexes. Il est compréhensible que les peuplements MR soient les plus problématiques, puisqu'ils sont associés aux peuplements plus anciens, souvent multimodaux (stratification de cohortes), composés d'essences tolérantes à l'ombre et vulnérables à la TBE. Cela correspond aux suggestions de Pothier et Savard (1998) selon lesquelles la sous-estimation de la hauteur dominante des résineux serait liée à l'âge et à l'historique de perturbations du site par la TBE.

À notre connaissance, l'évaluation de l'application du modèle de Pothier et Savard (1998) pour l'estimation de la hauteur des peuplements mixtes a été peu abordée dans les études existantes. Dans un rapport réalisé par le MRNF pour l'analyse du calcul de la possibilité forestière, l'évaluation des prédictions du modèle de Pothier et Savard (1998) a été effectuée pour l'estimation du volume marchant. D'après cette étude, les erreurs de prédiction des peuplements mixtes étaient mineures ou cachées dans les variables globales significatives (comme l'indice de densité relative). Toutefois, cette étude mentionne que le modèle sous-estime le volume pour les peuplements plus anciens, mais le type de peuplement n'était pas une variable explicative de l'erreur de prédiction.

#### 4.2.1. La complexité des peuplements mixtes résineux

##### 4.2.1.1. Tolérance à l'ombre et l'âge

Comme nous l'avons mentionné auparavant, toutes les essences résineuses de la zone d'étude sont tolérantes à l'ombre. Ces essences tolérantes à l'ombre sont capables de rester plusieurs années au sein du sous-couvert forestier en attendant une ouverture dans la canopée pour leur recrutement. L'inclusion de cette période où les tiges sont opprimées dans l'estimation de l'âge du peuplement peut causer une sous-estimation de la hauteur dominante. Même après

une ouverture du couvert, l'effet d'oppression dans les stades initiaux de leur développement peut se poursuivre pendant 20 ans, avant que ces arbres ne fassent partie de la cohorte dominante (Pothier et al, 1995, Groot et Hokka, 2000). Nous ne sommes pas en mesure d'estimer la période d'oppression de ces arbres, aujourd'hui considérés dominants, ni leur taux de croissance pendant cette période, ou le temps de réaction après leur libération.

Le temps de réaction peut être lié à l'allocation d'énergie pour d'autres fonctions : après une ouverture, les arbres résiduels sont plus sensibles à l'effet des perturbations, notamment du vent. Ils peuvent ainsi se concentrer à développer un système racinaire plus résistant ou s'accroître en diamètre afin d'acquérir une plus grande stabilité. Avec le temps, l'allocation d'énergie change et la croissance en diamètre diminue en fonction d'une augmentation de la hauteur (Man et Greenway, 2004). La réaction dépendrait également des ressources disponibles après l'ouverture du couvert et des conditions du milieu avant et après la perturbation. Dans un peuplement mixte composé par le peuplier faux tremble et l'épinette blanche, Man et Greenway (2004) ont observé que les épinettes ont tendance à s'accroître rapidement après leur libération grâce à la disponibilité de ressources dans le site (notamment l'effet bénéfique du peuplier sur le sol), mais les auteurs ont observé que le temps de réaction variait en fonction de la hauteur de l'épinette au moment de sa libération. Certains auteurs ont documenté que la croissance peut être plus lente si l'arbre a moins de 3 m ou plus de 14 m lors de la libération (Groot et Hokka, 2000). D'autres auteurs affirment que la portée de croissance maximale se situe entre 3 et 6 m (Plonski, 1974). Ils argumentent que si l'arbre est libéré lorsqu'il a plus qu'une certaine hauteur, il est fort possible qu'il se trouve déjà dans la phase de déclin de croissance inhérente à son essence.

#### 4.2.1.2. La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE)

Campbell (2008) suggère que l'intervalle moyen entre les épidémies de la TBE dans la région du lac Duparquet a été de 28-30 ans et que celles-ci ont duré environ 12 à 15 ans. L'analyse

des anneaux de croissance faite par Morin *et al.* (1993) pour cette même région démontre de nombreuses périodes de réduction de la croissance pour l'épinette blanche et le sapin baumier siècle dernier. Selon l'auteur les périodes où cette réduction serait potentiellement liée à la tordeuse sont situées entre 1945-1950, 1970-1978, 1981-1985 pour l'épinette blanche et 1945-1950, 1970-1987 pour le sapin (sans compter celles du siècle précédent). Campbell (2008) a également observé une importante réduction de la croissance de l'épinette blanche liée à la défoliation entre 1923-1934, 1937-1945 et 1972-1987<sup>i</sup>.

L'analyse de la réduction de la croissance radiale du sapin baumier indique l'alternance entre périodes d'épidémie légère (30% des arbres hôtes affectés) et sévère (60 %) dans les derniers 140 ans (Campbell, 2008). En effet, d'après l'étude de Campbell, l'épidémie de 1923 a été assez sévère et plus de 80 % des arbres dans la zone d'étude ont été affectés. Lors de l'épidémie de 1937, plus modérée, les arbres résiduels auraient été déjà affaiblis et auraient été ainsi plus vulnérables à l'épidémie (entre 30 et 60 % des arbres ont été affectés). Selon Bergeron *et al.* 1995, lors de la période la plus récente (1970s) l'épidémie a entraîné la mort de la grande majorité des sapins matures du secteur. En effet, des peuplements purs de notre étude, un seul est dominé par le sapin baumier. Cette espèce se retrouve plutôt dans peuplements mixtes résineux.

### *L'erreur de prédiction*

L'erreur de prédiction associée aux essences vulnérables à la TBE peut être liée à un effet direct de la TBE sur la croissance des essences vulnérables qui modifie la courbe de croissance d'une façon non systématique. Lors de l'analyse des anneaux de croissance du sapin baumier et de l'épinette blanche, Morin *et al.* (1993) ont observé que le taux de croissance a été ralenti en raison de la TBE et a atteint un minimum lorsque la défoliation était au plus fort. Toutefois, la croissance a repris dès que les sapins matures mourraient et que le couvert s'ouvrait.

La complexité de l'effet de la tordeuse sur la croissance des résineux (durée de la défoliation, reprise de croissance) s'ajoute aux incertitudes liées au recrutement des essences tolérantes à l'ombre (temps d'oppression, réaction à la libération). Lors de la période de oppression, une tige exposée à la défoliation peut avoir un niveau de croissance critique (les photosynthates seront dédiées au maintien de la respiration). Mais si seule la cohorte dominante a été exposée, l'ouverture du couvert permettra une accélération de la croissance et le temps d'oppression sera réduit. Le temps de réaction à l'ouverture varierait notamment selon la sévérité de l'épidémie (disponibilité de lumière), l'espace de croissance libéré pour la reprise de la croissance, ainsi que la structure du peuplement (la hauteur du sous-couvert au moment de la libération, la densité, la composition forestière, etc.).

Lorsque nous analysons la hauteur dominante, l'effet de la tordeuse semble encore plus problématique pour les peuplements mixtes résineux. D'abord, il est difficile de savoir quel type de perturbation a permis le recrutement des arbres-échantillons observés aujourd'hui dans la cohorte dominante ou codominante (feu, chablis ou TBE ou autre facteur?). Ensuite, nous ne savons pas si le peuplement est mixte résineux parce qu'il y a eu un changement directionnel PF ou MF vers MR (essences intolérantes vers tolérantes, avec quelques individus résiduels du stade précédent) tel que décrit par Bergeron *et al.* (1999), ou si les peuplements étaient purs résineux, et après avoir été exposés à la TBE, ils ont subi un processus d'enfeuillement et donné origine à un peuplement multimodal mixte (Déry *et al.* 2000, Bouchard, Kneeshaw et Messier, 2007) ou si les peuplements étaient déjà MR au moment de la TBE et le sont demeurés après la perturbation.

Ainsi, nous ne connaissons pas l'effet réel de la TBE sur l'évolution de la hauteur dominante des peuplements mixtes, puisque celle-ci est hautement dynamique et que la définition employée dans notre étude n'est pas en fonction d'une essence, mais une caractéristique de l'ensemble du couvert. La TBE pourrait à la fois favoriser le recrutement des essences non-hôtes dont le taux de croissance est plus élevé ou accélérer la croissance d'une essence déjà bien établie au sous-couvert. Lorsque nous analysons la hauteur de ce peuplement en 2003

(t2) environ 30 ans après la dernière épidémie, mais 58 ans après la première mesure, il est difficile de prédire si l'accroissement annuel observé sera inférieur, semblable ou supérieur à celui attendu dans un scénario d'absence de perturbation (est-ce que l'essence dominante dans la cohorte supérieure a changé? est-ce que le taux de croissance a repris? est-ce qu'en 1945 le peuplement était jeune ou proche de la sénescence? est-ce qu'il y a eu d'autres perturbations?).

Finalement, de plus en plus d'études révèlent que la présence de feuillus dans le peuplement pourrait réduire l'effet de la TBE sur les arbres-hôtes (Bergeron *et al.*, 1995, Su *et al.*, 1996, Cappuccino *et al.*, 1998, MacKinnon et MacLean, 2004, Campbell, 2008), ce qui ajouterait un autre facteur de variation dans la modélisation de la croissance de peuplements mixtes.

#### *Changements de la cohorte dominante*

En l'absence d'une série de données multitemporelles assez longue, la modélisation de la croissance pour une essence donnée n'est pas faite d'après l'évolution d'une même placette au fil des ans, mais plutôt à partir du regroupement de différentes placettes ayant différents âges. La hauteur dominante de l'essence est définie d'après l'analyse des arbres représentatifs : les 100 plus gros arbres à l'hectare (les quatre plus gros arbres/placette de 400 m<sup>2</sup>), situés à l'intérieur de la placette, d'un diamètre semblable à la moyenne du diamètre des arbres dominants et codominants; et assignés comme étant codominant ou dominant (Mailly *et al.* 2009). Le statut de dominance est quant à lui défini visuellement en prenant en considération la hauteur de l'arbre en relation avec la hauteur du peuplement et le degré d'isolation de sa couronne (sa position en relation aux arbres voisins) (Blais *et al.* 1996).

Dans notre recherche nous comparons cependant l'évolution de la croissance de la hauteur d'une même placette. La hauteur dominante est une variable du peuplement et elle inclut ainsi l'interaction entre les arbres à l'intérieur de celui-ci, par exemple la mortalité des tiges

et le recrutement du sous-couvert ou la croissance de certains individus, qui acquièrent les caractéristiques d'un arbre dominant. Il est possible ainsi que les essences dominantes en 1945 ne le soient plus en 2003 et vice versa.

Puisque le modèle de Pothier et Savard a montré une baisse marquée du pouvoir de prédiction uniquement pour les peuplements mixtes résineux, on peut émettre l'hypothèse que la méthode de modélisation employée actuellement prendrait implicitement en compte la variation du statut social des arbres pour les essences intolérantes à l'ombre (tel que le suggère Raulier *et al.*, 2003 pour les modèles dressés à partir de PEPs). Ou encore, il y aurait moins de changements dans une cohorte dominante composée d'espèces intolérantes (on observerait en effet la même essence dominante au fil des ans), puisqu'elles s'y établissent dès qu'elles sont très jeunes.

À cet égard, Mailly *et al.* (2009) ont observé que la mortalité du peuplier faux tremble, lorsque dominant, était inférieure à celle des arbres codominants, et que la mortalité du bouleau a été constante. Cependant, pour les résineux, la mortalité des arbres dominants était supérieure à celles des arbres codominants, et ce, en incluant ou non les placettes ayant subi les effets de la TBE.

Ainsi, comme la mortalité serait assez haute dans la cohorte dominante, il est probable que le modèle soit inadéquat pour les peuplements résineux, puisque l'essence dominante de l'année  $t_1$  ne l'est peut-être plus dans le temps  $t_2$ .

### *La validation des modèles*

La validation d'un modèle de croissance dépend énormément de l'historique de perturbation (fréquence et sévérité des épidémies) des placettes employées lors du calcul des paramètres de régression et également de celles utilisées lors de la validation du modèle.

Nous notons que dans la méthodologie de Pothier et Savard (1998), la sélection des placettes de PET (pour le calcul de paramètres) et de PEPs (pour la validation) est similaire, notamment en ce qui concerne les perturbations : toutes les placettes ayant au moins 25 % de la surface terrière affectée par un type de perturbation ont été supprimées de l'analyse. Les auteurs jugent néanmoins que l'évolution de PEPs serait peut-être biaisée puisque dans la période de 1975 à 1995, les placettes ont subi l'effet de 10 ans d'épidémies modérées ou sévères (soit 50 % de la période d'analyse, deux fois plus que la normale de 25 % documenté par Morin, 1994), ce qui causerait une sous-estimation de la productivité réelle des peuplements résineux.

Il est difficile d'associer l'effet de la TBE à l'erreur de prédiction du modèle de Pothier et Savard (1998) pour notre zone d'étude. Nous n'avons pas exclu les placettes qui ont été affectées par la TBE, donc nos données seraient plus susceptibles à la TBE que celles employées par eux. Par contre, pour la période d'étude, 22 ans<sup>26</sup> de réduction de croissance du sapin baumier seraient liés à la TBE (1945-1950 et 1970-1987, Morin *et al.* 1993) et entre 15 et 17 ans pour l'épinette blanche (1945-1950, 1970-1978, et 1981-1985, Morin *et al.* 1993 ou 1972-1987, Campbell, 2008). En 58 ans d'analyse, cela correspondrait à 37.9 % pour le sapin baumier et 25.8 % à 29.3 % pour l'épinette. Donc, nos données seraient moins affectées par la TBE que les données employées par Pothier et Savard (1998).

Nous reconnaissons ainsi que la croissance en hauteur a subi les effets de la TBE, mais nous ne sommes pas en mesure de quantifier leur effet réel sur nos résultats. Nous pouvons néanmoins utiliser l'historique des perturbations comme pistes pour comprendre l'évolution des peuplements dans notre zone d'étude.

---

<sup>26</sup> À noter que le nombre d'années affectés par la TBE correspond seulement à la période de 1945 à 2003. Morin *et al.* (1993) et Campbell (2008) ont aussi identifié la réduction de la croissance liée à la TBE au 19<sup>ième</sup> siècle.



## CONCLUSION

La présente étude avait pour objectif principal d'examiner la validité de l'utilisation des tables de rendement actuelles dans la prédiction de l'évolution de la hauteur dominante des peuplements mixtes, et ce, à partir de données photogrammétriques et d'altimétrie laser. Notre étude envisageait également une analyse des facteurs environnementaux qui pourraient affecter le développement des peuplements mixtes et en conséquence, engendrer un biais dans la prédiction de la croissance de la hauteur de ceux-ci.

Nous avons reproduit avec succès la méthodologie proposée par Véga et St-Onge (2008) pour l'obtention de la hauteur à partir de photographies d'archives et des données lidar (MHC<sub>PL</sub>). L'erreur quadratique moyenne varie entre 57 cm et 2.12 m et le biais absolu moyen entre 36 cm et 1.81 m, selon l'année de l'analyse. Nous avons jugé que la précision obtenue était suffisante pour l'utilisation des données dans la vérification des tables de croissance de Pothier et Savard (1998).

À partir de l'analyse des changements de la hauteur de MHCs entre 1945 et 2003, nous avons constaté que les courbes de croissance proposées dans Pothier et Savard (1998) prédisent la hauteur dominante avec une grande acuité pour l'ensemble des peuplements étudiés, à l'exception des peuplements mixtes dominés par les résineux, pour lequel l'hypothèse nulle d'absence de corrélation n'a pas pu être rejetée. En outre, il ressort que les modèles ont tendance à sous-estimer la croissance des résineux d'environ 20 %.

Le problème dans l'estimation de l'évolution de peuplements mixtes résineux peut être lié à de nombreux facteurs qui vont du trait fonctionnel de l'essence dominante (le sapin baumier est tolérant à l'ombre), à la dynamique du peuplement (âge, nombre d'essences, stabilité de la cohorte dominante, effet de la TBE). Compte tenu que les peuplements MR ont présenté une

hauteur dominante supérieure à celle des peuplements PR, nous pourrions suggérer l'hypothèse que la croissance de ce type de peuplement est plus difficile à estimer puisqu'il peut bénéficier de la présence de feuillus (protection, nutrition du sol, utilisation de ressources). Cela n'est pas observé pour les peuplements mixtes dominés par les feuillus, dont la hauteur a été inférieure à celle de PF.

La tolérance à l'ombre semble être la variable prédominante dans la détermination de la structure verticale des peuplements, puisqu'elle est associée aux avantages compétitifs de l'essence (mode de reproduction, taux de croissance, indice de mortalité, adaptation). Elle est aussi apparue comme une variable fortement associée aux erreurs de prédiction plus importantes, due à la complexité de prédiction des essences tolérantes à l'ombre (oppression et temps de réaction) et du fait que leurs courbes soient fortement affectées par la TBE (réduction et reprise de croissance).

La stabilité de la cohorte dominante semble être un autre facteur assez important pour la compréhension de l'évolution de la hauteur dominante des peuplements dominés par les essences tolérantes à l'ombre. Le statut social des arbres est plus susceptible de changer lorsque le peuplement est dominé par les résineux tolérants à l'ombre. En conséquence, il serait plus difficile de prédire l'évolution de la hauteur à partir de la courbe d'une essence qui n'est peut-être plus présente dans la cohorte dominante.

La complexité de l'analyse des peuplements mixtes peut découler également des choix méthodologiques de l'étude. D'abord, la définition de mixité varie selon l'échelle d'analyse (niveau du paysage, du peuplement, de la placette). Lorsque nous prenons une placette comme « loupe » sur le peuplement, nous courons le risque d'extrapoler une composition forestière qui n'est pas la norme du peuplement. Par exemple, la placette peut avoir une agrégation spatiale de tiges d'une essence et être assignée comme étant un peuplement pur, mais si cette agrégation est observée à plusieurs reprises pour différentes essences, formant une mosaïque à l'intérieur du peuplement, celui-ci serait en effet un peuplement mixte. De la même manière, l'effet du changement de statut social peut être plus prononcé lorsque nous

estimons la hauteur dominante du peuplement à partir de placettes et non au niveau du peuplement, puisque toute perturbation locale changera considérablement la hauteur du peuplement.

La présente étude a été réalisée à partir de placettes pour emprunter une méthodologie semblable à celle de Pothier et Savard (1998) afin de pouvoir valider leurs projections, sans ajouter d'autres sources d'erreur. Cependant, l'étendue des données de télédétection disponibles permettrait l'analyse de l'évolution de la hauteur dominante à l'échelle du peuplement, et ce, de manière assez précise. De plus, les méthodes combinées en employant les photographies d'archive, augmentent considérablement le temps de l'étude et permettent l'analyse de l'évolution dans une échelle deux fois plus grande que celle faite à partir de données d'inventaire.

Le changement d'échelle d'analyse que les données de télédétection permettraient, demanderait néanmoins une révision des concepts et des approches statistiques de modélisation forestière qui jusqu'à aujourd'hui ont été conçus et adaptés pour l'analyse à l'échelle de placettes. Ces dernières toutefois, restent très importantes pour la vérification et le calibrage des photographies aériennes et des données lidar, notamment en ce qui concerne l'information qualitative qu'elle apporte.

C'est la combinaison de plusieurs sources et formes de données dans différentes échelles de temps et d'espace qui permettront une meilleure compréhension de la croissance de la hauteur des divers types de peuplements et, en conséquence, une meilleure gestion des ressources forestières.

APPENDICE A

Matrice	Variable	Définition	Type de variable	Unité	Source
RÉPONSE Y	Hd	Hauteur dominante moyenne d'après MHC, calibrée par les mesures photogrammétriques manuelles.	quantitative	m	MHC <sub>ptL</sub> Modèles stéréoscopiques MNT <sub>L</sub> Spurr et Barnes (1992)
	ih	Accroissement annuel de la hauteur dominante, calculé d'après la période précédente bi-décennale (ex. pour 1965, ih a été estimé d'après la période 1945-1965).	quantitative	m/année	MHC <sub>ptL</sub> Modèles stéréoscopiques MNT <sub>L</sub> Spurr et Barnes (1992)

Matrice	Variable	Définition	Type de variable	Unité	Source
EXPLICATIVE X AUTÉCOLOGIE	Tolérance à l'ombre	Tolérance de l'essence dans la cohorte dominante VT – très tolérant T – tolérant I - intermédiaire VI – très intolérant I - intolérant	qualitative	-	Placettes permanentes FERLD Humbert <i>et al.</i> (2007)
	Type de dépôt de surface	IAR : Till et roche 4GA : Glaciolacustre (faciès d'eau profonde) 7 : Dépôts organiques R : Roche	qualitative	-	Carte écoforestière (1998)
	Régime hydrique	Classes de drainage: 1 : rapide 2: bon 3: modéré 4: imparfait 5: mauvais	qualitative	-	Carte écoforestière (1998)
	Topographie	Altitude Pente Azimut de la pente (orientation du terrain)	quantitative quantitative semi-quantitative	m % degrés	MNT <sub>L</sub> (0.5m) MNT <sub>L</sub> (0.5m) MNT <sub>L</sub> (0.5m)
	Distance de la lisière	Distance estimée entre le centre de la placette et la délimitation cartographique du peuplement forestier	quantitative	m	Carte écoforestière (1998)

Matrice	Variable	Définition	Type de variable	Unité	Source
EXPLICATIVE X (continuation)	Type de couvert forestier	Définition selon le Manuel de foresterie MRNF (2006) : PF – Pur de dominance feuillue PR – Pur de dominance résineuse MF – Mixte de dominance feuillue MR – Mixte de dominance résineuse	qualitative	-	Placettes permanentes FERLD
	Nom_Essence	Nombre d'essence dans la placette	quantitative	-	Placettes permanentes FERLD
	Indice de densité relative Idrel	$\rho_r = \frac{N_0}{\left[ \frac{D_{qt}}{10b_i} \right]^{-1/b_z}}$ <p><math>\rho_r</math> (l'indice de densité relative); <math>N_0</math>, nombre total de tiges à l'hectare; <math>D_{qt}</math>, dhp quadratique moyen de l'ensemble des arbres du peuplement; <math>b_i</math>, paramètres estimés</p>	Quantitative	-	Placettes permanentes FERLD
	Indice de Shannon de succession diamétrale	$IndicedeShannon = \frac{-\sum p_i \ln p_i}{\ln c}$ <p><math>p</math> est la proportion de tiges dans chaque classe <math>i</math> et <math>c</math> est le nombre total de classes</p>	quantitative	-	Placettes permanentes FERLD
	TSF	TSF = time since fire ou temps écoulé depuis la dernière perturbation majeure (feu)	quantitative	-	Carte de feux FERLD Dansereau et Bergeron (1993)
	P/A perturbation	Présence ou absence de perturbations anthropogéniques (ex. coupes partielles) avant la délimitation de la zone de conservation en 1995	binnaire	-	FERLD

## APPENDICE B

Figure B.2.1.1. Schéma de la méthodologie employée pour la création de MHCs

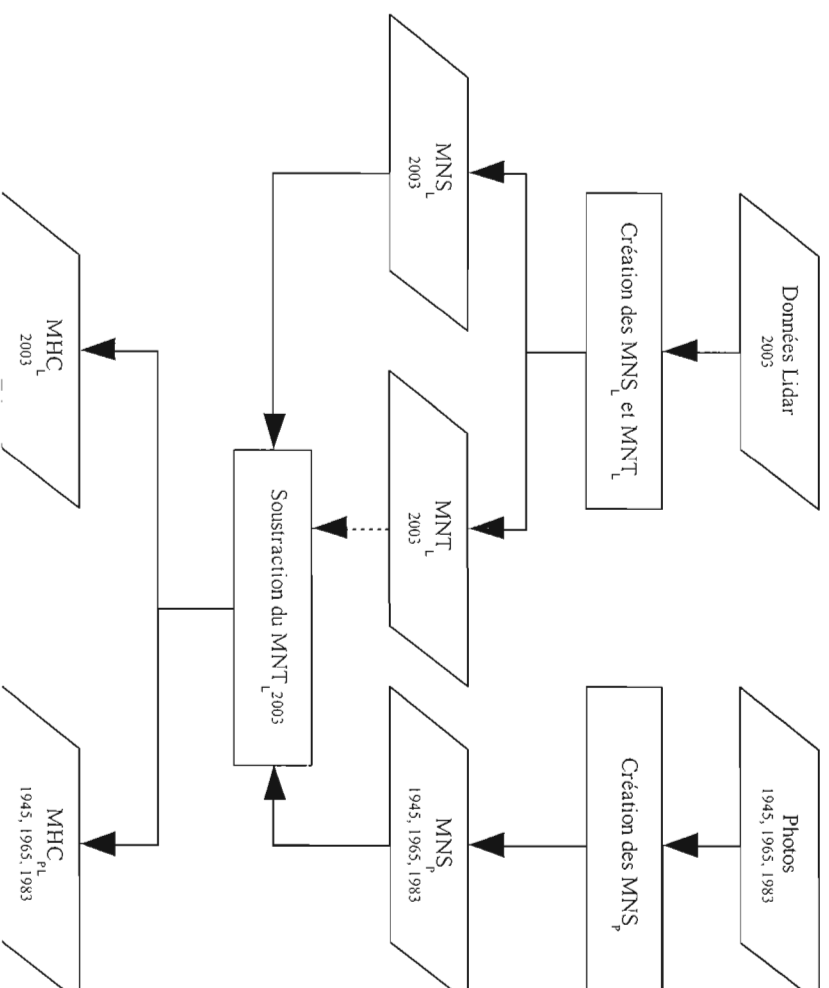


Figure B.2.1.2.

Schéma de la méthodologie employée pour le calcul et la validation de l'IQS

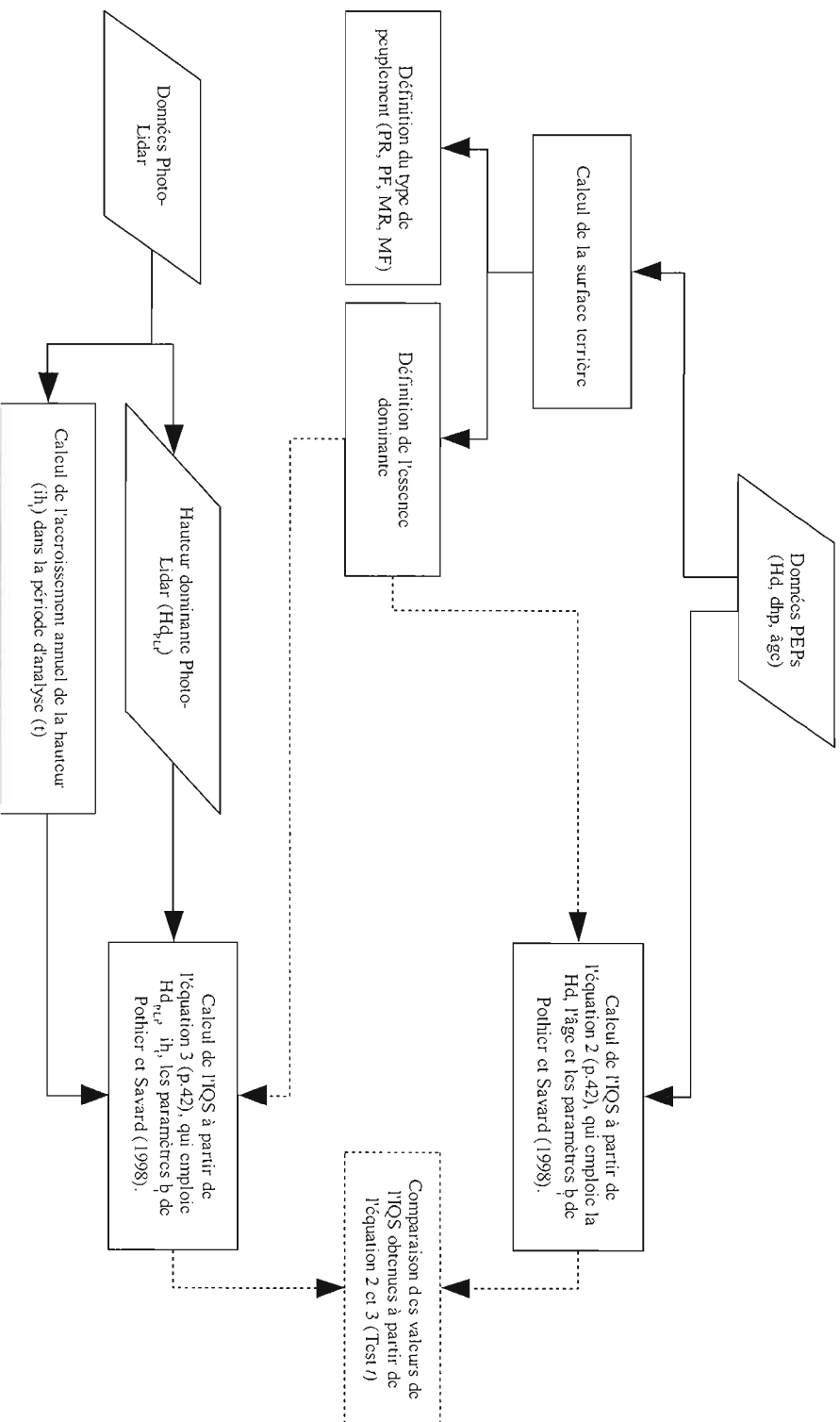
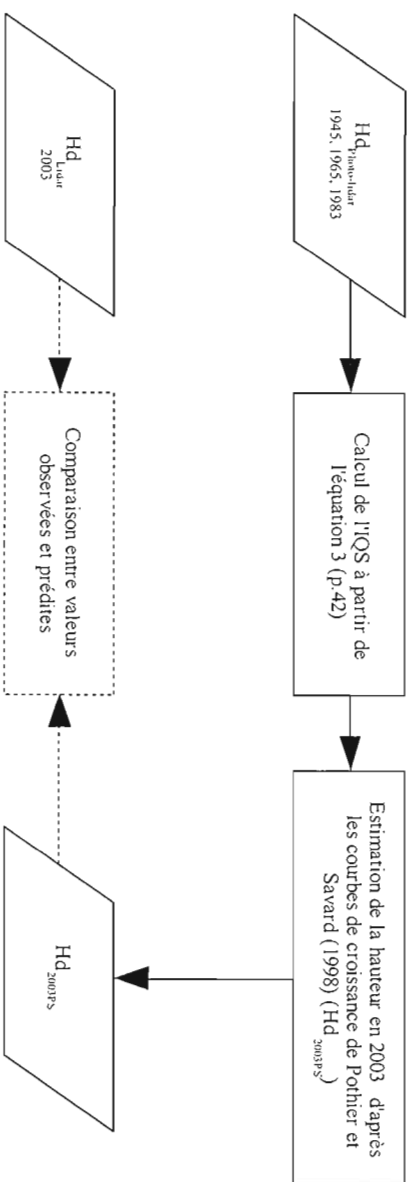




Figure B.2.1.3.

Schéma de la méthodologie employée pour la validation de modèles de croissance de Pothier et Savard (1998)



## APPENDICE C

**Tableau C. 3.1.1.1.**

Erreur quadratique moyenne de l'orientation relative de modèles photogrammétriques

Orientation relative		
Année	Photo	RMSE (m)
1945	966527 et 966526	0.0238
	966528 et 966527	0.0293
	966529 et 966528	0.0375
	966530 et 966529	0.0345
1965	65260149 et 65260148	0.0252
	65260150 et 65260149	0.0279
	65260151 et 65260150	0.0557
	83325181 et 83325180	0.0283
1983	83325182 et 83325181	0.0595
	83325183 et 83325182	0.0462
	83325184 et 83325183	0.0246

**Tableau C. 3.1.1.2.**

Erreur quadratique moyenne de l'orientation absolue de modèles photogrammétriques

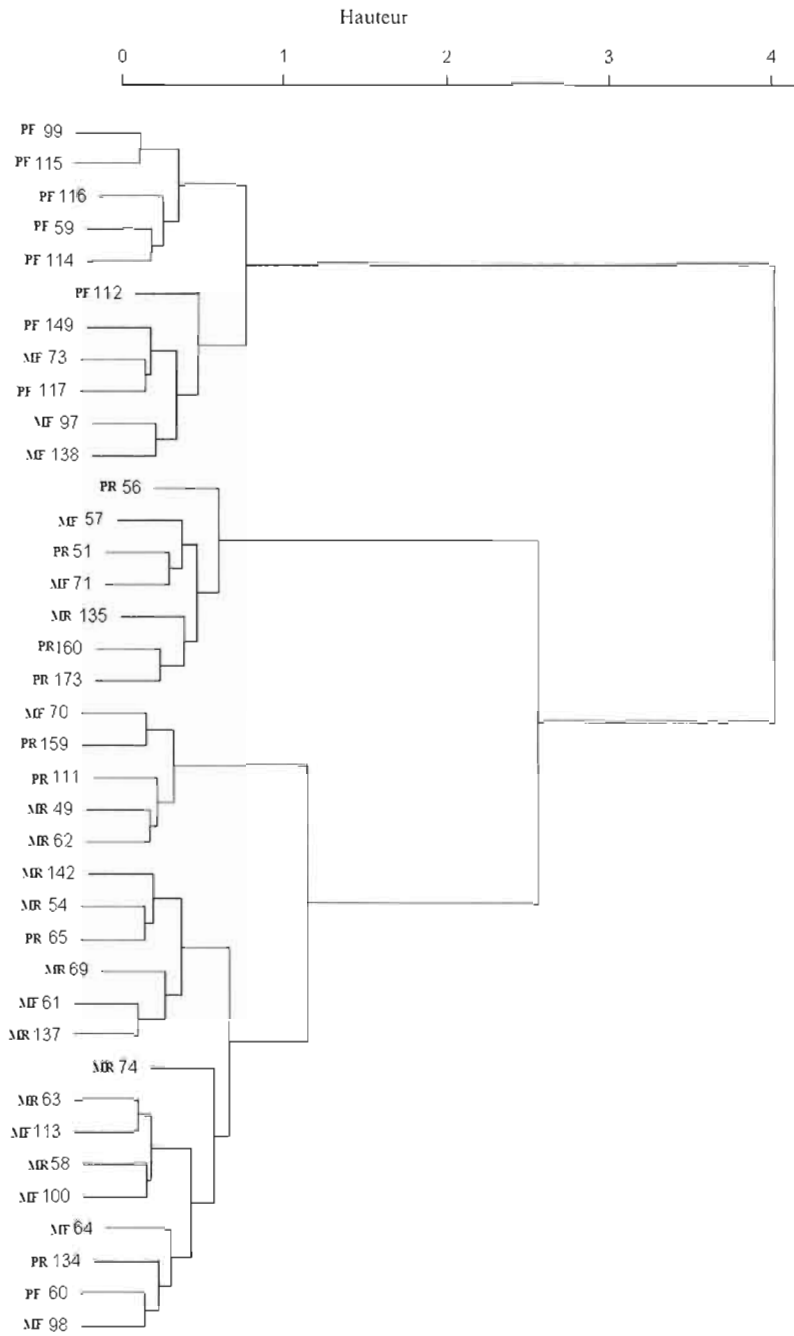
Orientation absolue							
Année	Bloc	Photo	RMSE (m)				Nb points de contrôle
			X	Y	XY	Z	
1945	1	28 à 26	0.6602	0.5671	0.8704	0.0087	13
	2	30 à 28	0.4682	0.405133	0.6192	0.733	13
1965	3	149 à 148	0.5850	0.4699	0.7504	0.0485	13
	4	151 à 149	0.2956	0.2576	0.3922	0.0522	22
1983	5	184 à 181	0.4021	0.8436	0.9346	0.9106	31

**Tableau C. 3.1.1.4.**  
 Erreur quadratique moyenne et biais absolu moyen des MNS<sub>PL</sub>

Années	Mesures photos - Lidar			
	RMSE (m)		Biais absolu moyen (m)	
	Avant correction	Après correction	Avant correction	Après correction
<b>1945 : Bloc 1 et 2</b>	3,15	2,26	1,91	1,65
966527 et 966526	2,36	2,50	1,78	1,87
966528 et 966527	5,47	3,38	3,81	2,66
966529 et 966528	1,75	1,38	1,18	1,26
966530 et 966529	1,04	0,98	0,89	0,81
<b>1965 : Bloc 3 et 4</b>	1,62	0,81	1,21	0,67
65260149 et 65260148	1,83	0,68	1,43	0,55
65260150 et 65260149	0,99	0,53	0,73	0,45
65260151 et 65260150	1,87	1,10	1,46	1,00
<b>1983 : Bloc 5</b>	1,82	0,81	1,41	0,60
83325181 et 83325180	1,92	0,74	1,63	0,59
83325182 et 83325181	1,94	0,63	1,20	0,47
83325183 et 83325182	1,89	1,03	1,48	0,74
83325184 et 83325183	1,49	0,77	1,17	0,61

# APPENDICE D

Dendrogramme de Ward

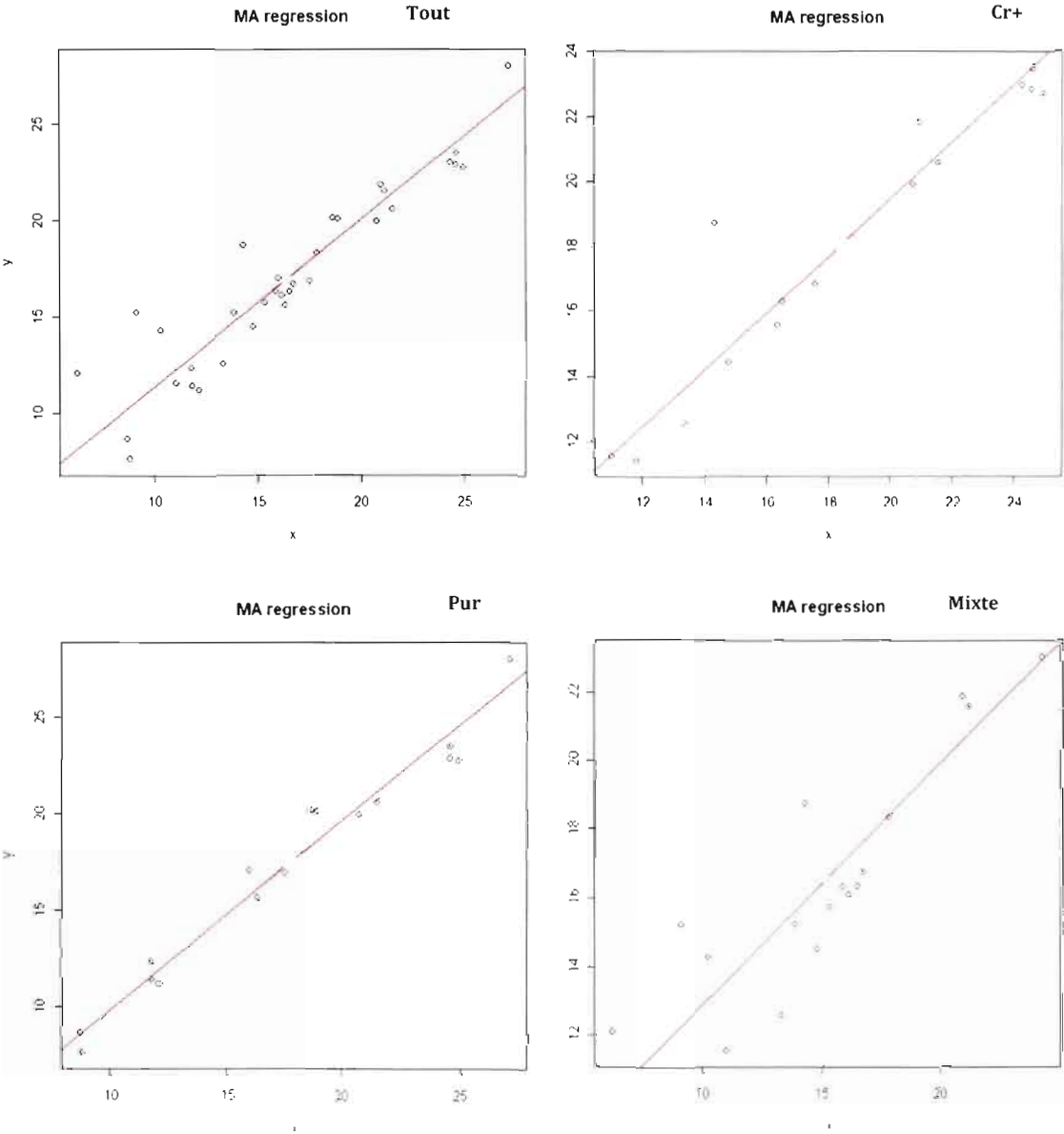


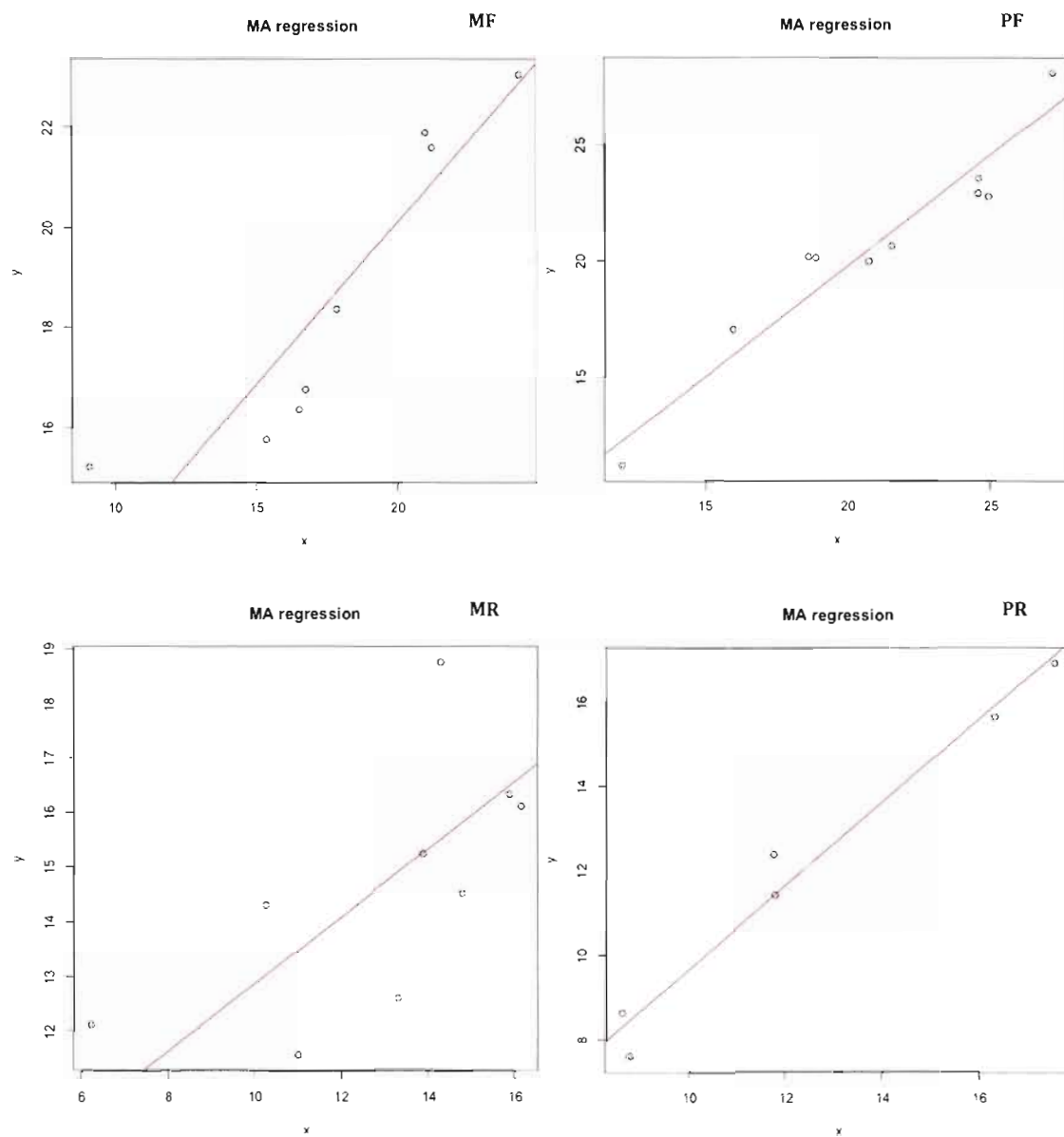
dy1

## APPENDICE E

**Tableau E.3.3.3.1.**  
Résultats de la régression de type 2

	r	p-value	r <sup>2</sup> <sub>a</sub>	p-value	ordonnée à l'origine	pente	p-value	ICinf. Origine	ICsup. Origine	ICinf. la pente	ICsup. de la pente
tout	0.93	0.0001	0.86	1.87E-15	2.7000	0.8682	1.00E-04	0.5203	4.6264	0.7508	1.0009
C+	0.95	1.00E-04	0.9	4.19E-08	1.9222	0.8789	1.00E-04	1.4756	4.7960	0.7234	1.0627
Mixte	0.88	1.00E-04	0.75	4.27E-06	5.8278	0.7035	1.00E-04	2.1747	8.8058	0.5071	0.9444
MF	0.9	0.00009	0.79	0.0018	7.0990	0.6490	2.00E-04	0.7187	11.9022	0.3784	1.0085
MR	0.65	0.026	0.35	0.054	6.6563	0.6181	0.0183	-6.7213	13.5877	0.0794	1.6578
Pur	0.98	1.00E-04	0.96	1.07E-11	-0.1034	0.9883	1.00E-04	-2.0928	1.6854	0.8876	1.1004
PF	0.96	0.00006	0.9	1.33E-05	0.7060	0.9532	1.00E-04	-4.8685	5.1087	0.7427	1.2197
PR	0.98	0.00001	0.96	0.0002802	-0.2302	0.9885	0.0061	-3.4892	2.3538	0.7813	1.2497





## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Akca, D. 2005. *Registration of point clouds using range and intensity information. Internation workshop on recording modeling and visualization of cultural heritage.* Ascona, Switzerland, du 22 au 27 mai. Baltsavias, E., Gruen, A. , Van Gool, L., Pateraki, M. (éd.). Taylor et Francis/Balkema, Leiden, p. 197-206.
- Aldred, A.H. et G.M. Bonnors. 1985. *Application of airborne lasers to forest surveys.* Canadian Forest Service. Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, 62p.
- Alemdag, I.S. 1991. «National site index and height growth curves for white spruce growing in natural stands in Canada». *Canadian journal of forest research.* Vol. 21, p. 1466-1474.
- Andersen, Hans-Erik, Stephen E. Reutebuch et R.J. McGaughey. 2005. «Accuracy of an ifSAR-derived digital terrain model under a conifer forest canopy». *Canadian journal of forest research.* Vol. 31, no 4, p. 283-288.
- Andersen, Hans-Erik. 2006. «Active remote sensing». In *Computer applications in sustainable forest management: including perspectives on collaboration and integration*, G. Shao et K.M. Reynolds. The Netherlands: Springer-Verlag.
- Andrews, G.S. 1936. «Tree heights from air photographs by simple parallax measurements». *Forestry Chronicle.* Vol. 12, no 2, p. 152-197.
- Antilla, P. 2002. «Updating stand level inventory data applying growth models and visual interpretation of aerial photographs». *Silva Fennica.* vol. 36, no 2, p. 549-560.
- Aronoff, Stan. 2005. *Remote sensing for GIS managers*, 1ère édition. California: ESRI Press, 487 p.
- Assmann, Ernst. 1970. *The principles of forest yield study; studies in the organic production, structure, increment, and yield of forest stands*, Oxford, New York: Pergamon Press, xiv, 506 p. p.
- Avery, T.E. et H.E. Burkhart. 1994. *Forest measurements*. 4ème édition. McGraw-Hill. New York. 408p.
- Axelsson, P. 1999. «Processing of laser scanner data - algorithms and applications». *ISPRS Journal of Photogrammetry.* vol. 54, p.138-147.
- Bailey, R.L. 1980. «The potential of Weibull-type functions as flexible growth-curves - Discussion». *Canadian journal of forest research.* vol. 10, p. 117-118.
- Baltsavias, E. 1999. «A comparison between photogrammetry and laser scanning». *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing.* vol. 54, p. 83-94.



- Baltsavias, E., A. Gruen, P. Thee, P. Waser et L. Zhang. 2006. «Tree height measurements and tree growth estimation in a mire environment using digital surface models». In *Workshop on 3D remote sensing in forestry*, (Vienne, 14-15 fév.).
- Bergeron, Y., et D. Charron. 1994. «Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): a dendroecological approach». *Ecoscience*. Vol. 1, p. 173-184.
- Bergeron, Y., Alain Leduc, Hubert Morin et C. Joyal. 1995. «Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Québec». *Canadian journal of forest research*. Vol. 25, p. 1375-1884.
- Bergeron, Yves, Brian D. Harvey, Alain Leduc et Sylvie Gauthier. 1999. «Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand-and forest-level considerations». *The Forestry Chronicle*. Vol. 75, p. 49-54.
- Bergeron, Yves. 2000. «Species and stand dynamics in the mixed woods of Québec's southern boreal forest». *Ecology*. Vol. 81, no 6, p. 1500-1516.
- Blais, L., G. Blais, J.-P. Carpentier, J. Cloutier, B. Del Degan, D. Demers, R. Gagnon, J.-P. Létourneau, P. Morin, J.-Y. Perron et Y. Richard. 1996. «Inventaire forestier». In *Manuel de Foresterie*, 1ere, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec OIFQ, p. 1429. Québec: Université Laval.
- Bouchard, M., D. D. Kneeshaw et C. Messier (2007). «Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Quebec». *Canadian journal of forest research*. Vol. 37, p. 763-772
- Boudoux, M. 1978. *Tables de rendement empiriques pour l'épinette noire, le sapin baumier et le pin gris au Québec* : Service de l'information, Ministère des Terres et Forêts, 101 p.
- Campbell, E. 2008. «Patrons temporels et spatiaux de la sévérité des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette en relation aux conditions bioclimatiques de l'est du Canada ». Thèse de doctorat, Montréal, Université du Québec à Montréal, 211 pages.
- Cappuccino, N., D. Lavertu, Y. Bergeron et J. Regnière. 1998. «Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape». *Oecologia*. Vol. 114, p. 236-242.
- Carmean, W.H. 1975. «Forest site quality evaluation in the United States». *Advances in Agronomy*. Vol. 27, p. 209-267.
- Cavard, X., Y. Bergeron, H.Y.H. Chen et D. Paré. 2010. Mixed-species effect on tree aboveground carbon pools in the east-central boreal forests. *Canadian journal of forest research*, vol. 40:37-47
- Chen, Han Y.H., K. Klinka, A.-H. Mathey, X. Wang, P. Varga et C. Chourmouzis. 2003. «Are mixed-species stands more productive than single-species stands: an empirical test of three forest types in British Columbia and Alberta». *Canadian journal of forest research*. Vol. 33, p. 1227-1237.

- Collins, D.B. 2000. «Investigation into the productivity of single and mixed species second growth stands of western hemlock and western redcedar». Thèse de maîtrise. Université de Colombie-Britannique. 103p.
- De Grandpré, Louis, D. Simard et Sylvie Gauthier. 2004. *Dynamique de développement de peuplements résineux dans la forêt boréale de l'Est du Québec: une analyse dendroécologique*. Québec, Ministère des ressources naturelles, de la faune et des parcs
- Déry, S., L. Bélanger, S. Marchand et S. Côté. 2000. «Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue». *Canadian journal of forest research*. Vol. 30, p. 801-816.
- Dralle, Kim, et Mats Rudemo. 1997. «Automatic estimation of individual tree positions from aerial photos». *Canadian journal of forest research*. Vol. 27, p. 1728-1736.
- Dragow, F. 1986. Polychoric and polyserial correlations. In: S. Kotz and N. Johnson, eds., *The Encyclopedia of Statistics*, Volume 7. p. 68-74 Wiley.
- Drew, T.J. et J.W. Flewelling, 1979. «Stand density management: an alternative approach and its application to Douglas-fir plantations». *Forest science*. Vol. 25, p.518-532.
- Gale, M.R., et D.F. Grigal. 1987. «Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status». *Canadian journal of forest research*. Vol. 17, p. 829-834. Cité par Légaré, S., D. Paré et Y. Bergeron. 2004. «The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands». *Canadian journal of forest research*. Vol. 34, p. 405-416.
- Garcia, Oscar. 1994. «The state-space approach in growth modelling». *Canadian journal of forest research*. Vol. 24, p. 1894-1903.
- Gauthier, S., Gagnon, J., Bergeron, Y. 1993. «Population age structure of *Pinus banksiana* at the southern edge of the Canadian boreal forest». *Journal of vegetation science*. Vol.4, p. 783-790.
- Gaveau, D.L.A. et R.A. Hill. 2003. «Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small footprint airborne laser scanning data». *Canadian journal of remote sensing*. Vol 29, p.650-657.
- Golley, F.B., J.R. Pinder, P.J. Smallridge et N.J. Lambert. 1994. «Limited invasion and reproduction of loblolly pines in a large South Carolina old field». *Oikos*. Vol. 69, p. 21-27.
- Gong, Peng, Greg S. Biging et Rick Standiford. 2000. «Use of digital surface model for hardwood rangeland monitoring». *Journal of Range Management*. Vol. 53, p. 622-626.
- GRF. 2006. *Lake Duparquet research and teaching forest: reference and field trip guide*. Québec, Université du Québec à Montréal.
- Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc. 2010. « Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1 - Fondements et démarche de la mise en œuvre ». Québec. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 51 p.

- Gruen, A., D. Akca. 2005. «Least squares 3D surface and curve matching. ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing». Vol. 59, p. 151-174.
- Harding, D.J., M.A. Lefsky, G. G. Parker et J.B. Blair. 2001. «Laser altimeter canopy height profiles: methods and validation for closed-canopy, broadleaf forests». *Remote sensing of environment*. Vol 76, p. 283-297.
- Harvey, B.D., Leduc, A., Gauthier, S., Bergeron, Y. 2002. «Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest». *Forest ecology and management*. Vol. 155, p. 369-385.
- Haugerud, R.A., et D. J. Harding. 2001. Some algorithms for virtual deforestation (VDF) of lidar topographic survey data. *International archives of photogrammetry and remote sensing* (Annapolis, 22-24 Octobre). 211-218 p.
- Hodgson, M. E., J. L. R. Jensen, L. Schmidt, S. Schill et B. Davis. 2003. «An evaluation of Lidar and ifSAR derived digital elevation models in leaf-on conditions with USGS level 1 and level 2 DEMs». *Remote sensing of environment*. Vol. 84, p. 295-308 in -----, 2006. «Active remote sensing». In *Computer applications in sustainable forest management: including perspectives on collaboration and integration*, G. Shao et K.M. Reynolds. The Netherlands: Springer-Verlag.
- Hodgson, Michael E., et Patrick Bresnahan. 2004. «Accuracy of airborne lidar-derived elevation: empirical assessment and error budget». *Photogrammetric Engineering & Remote sensing*. Vol. 70, no 3, p. 331-339.
- Hofmann, C., M. Schwabisch, S. Och, C. Wimmer et J. Moreira. 1999. «Multipath P-band interferometry: first results». In *Proc. of the 4th international airborne remote sensing conference and exhibition/21st canadian symposium on remote sensing* (21-24 June).
- Holmgren, J., M. Nilsson et H. Olsson. 2003. «Simulating the effects of lidar scanning angle for estimation of mean tree height and canopy closure». *Canadian journal of remote sensing*. Vol. 29, p. 623-632.
- Holmgren, Johan, et Asa Persson. 2004. «Identifying species of individual trees using airborne laser scanner». *Remote sensing of environment*. Vol. 90, p. 415-423.
- Holopainen, Markus, et G. Wang. 1998. «The calibration of digitized aerial photographs for forest stratification». *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 19, no 4, p. 677-696.
- Hopkinson, Chris, Laura Chasmer et Ronald J. Hall. 2008. «The uncertainty in conifer plantation growth prediction from multi-temporal lidar datasets». *Remote sensing of environment*. Vol. 112, p. 1168-1180.
- Houllier, F., J. Bouchon et Y. Birot. 1991. «Modélisation de la dynamique des peuplements forestiers: état et perspectives». *Rev. For. Fr.* vol. 43, p. 87-108.
- Huang, Shongming, et Stephen J. Titus. 1993. «An index of site productivity for uneven-aged or mixed-species stands». *Canadian journal of forest research*. Vol. 23, p. 558-562.

- Hudak, Andrew T., Michael A. Lefsky, Warren B. Cohen et Mercedes Berterretche. 2002. «Integration of lidar and landsat ETM+ data for estimating and mapping forest canopy height». *Remote sensing of environment*. Vol. 82, p. 397-416.
- Humbert, L., Gagnon, D., Kneeshaw, D. Messier, C. 2007. «A shade tolerance index for common understory species of northeastern North America». *Ecological indicators*. Vol. 7, p. 195-207.
- Hyypä, J., O. Kelle, M. Lehtikoinen et M. Inkinen. 2001. «A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners». *IEEE Transactions on geosciences and remote sensing*. Vol. 39, p. 969-975.
- Itaya, Akemi, Masahiro Miura et Shin-Ichi Yamamoto. 2004. «Canopy height changes of an old-growth evergreen broad-leaved forest analyzed with digital elevation models». *Forest ecology and management*. Vol. 194, p. 403-411.
- James, T.D., Murray, T., Barrand, N.E., Barr, S.L. 2006. «Extracting photogrammetric ground control from Lidar DEMs for change detection». *The Photogrammetric Record*. Vol. 21, p. 312-328.
- Jogiste, K. 1998. «Productivity of mixed stands of Norway spruce and birch affected by population dynamics: a model analysis». *Ecological modelling*. Vol. 106, p. 77-91.
- Johnston, W.F. 1977. Manager's handbook for northern white cedar in the Central States. USDA Forest Service. General technical report NC-35. North Central Forest Experiment Station. St-Paul. MN. 18p.
- Kabzems, A., et J.P. Senyk. 1967. «A comparison of actual and potential forest land production in Saskatchewan». *The Forestry Chronicle*. Vol. 43, p. 527-264.
- Kelty, M. 1992. «Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands». In *The ecology and silviculture of mixed-species forests*, Matthew J. Kelty, Chadwick D. Oliver et Bruce C. Larson, p. 287. Dordrecht; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Korf, V., et K. Prispevek. 1939. «Matematicke definici vzrustoveho zakon hnot lesnich porostu». *Zeniska prace*. Vol. 18, p. 339-379.
- Korpela, Ilkka. 2004. *Individual tree measurements by means of digital aerial photogrammetry*. Coll. «Silva Fennica», no Monographs 3, 93 p.
- Korpela, Ilkka, 2006. «Geometrically accurate time series of archived aerial images and airborne lidar data in a forest environment». *Silva Fennica*. Vol. 40, no 1, p. 109-126.
- Kovats, Miklos. 1997. «A large-scale aerial photographic technique for measuring tree heights on long-term forest installations». *Photogrammetric Engineering & Remote sensing*. Vol. 63, no 6, p. 741-747.
- Kramer, H. 1959. «Die Oberhöhe als Bestandsmerkmal». *Allg. Forst-Jagdztg*. Vol. 130, no 10, p. 241-255 Cité par Rondeux, Jacques. 1999. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*, [2e éd.]. Gembloux: Les Presses agronomiques de Gembloux, xx, 521 p. p.

- Kraus, K., et N. Pfeifer. 1998. «Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data». *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*. Vol. 53, p. 193-203.
- Larson, P.R. 1963. «Stem form development of forest trees». *Forest science*. vol. Monography 5.
- Larson, Bruce C. 1992. «Pathways of development in mixed-species stands». In *The ecology and silviculture of mixed-species forests*, Matthew J. Kelty, Chadwick D. Oliver et Bruce C. Larson, p. 287. Dordrecht; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Leckie, Donald G., et Mark D. Gillis. 1995. «Forest inventory in Canada with emphasis on map production». *The Forestry Chronicle*. vol. 71, no 1, p. 74-88 in Gougeon, F.A. 1996. «Télédétection numérique». In *Manuel de Foresterie*, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec OIFQ, p. 1429. Québec: Université Laval.
- Leckie, Donald G., François A. Gougeon, David A. Hill, Rick Quinn, Lynne Armstrong et Roger Shreenan. 2003a. «Combined high-density lidar and multispectral imagery for individual tree crown analysis». *Canadian journal of forest research*. Vol. 29, no 5, p. 633-649.
- Lefsky, M.A., W.B. Cohen, S.A. Acker, G.G. Parker, T.A. Spies, D. Harding. 1999. «Lidar remote sensing of the canopy structure and biophysical properties of Douglas-fir western hemlocks». *Remote sensing of environment*. Vol. 70, no3, p. 339-361.
- Légaré, S., D. Paré et Y. Bergeron. 2004. «The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands». *Canadian journal of forest research*. Vol. 34, p. 405-416.
- Legendre P. et Legendre, L. 1998. Numerical ecology (2ième édition). Amsterdam : Elsevier
- Legendre, P. (2008) Model II régression user's guide. R édition.
- Lohmann, P., A. Koch et M. Schaeffer. 2000. «Approaches to the filtering of laser scanner data». *International archives of photogrammetry and remote sensing*. Vol. 33 pt. B3/1, p. 540-547.
- Lucas, R.M., J.C. Ellison, A. Mitchell, B. Donnelly, M. Finlayson et A.K. Milne. 2002. «Use of stereo aerial photography for quantifying changes in the extent and height of mangroves in tropical Australia». *Wetlands ecology and management*. Vol. 10, p. 161-175.
- Lynch, T.B., et J.W.J. Moser. 1986. «A growth model for mixed species stands». *Forest science*. Vol. 32, no 3, p. 697-706.
- MacFarlane, D.W., E.J. Green et H.E. Burkhart. 2000. «Population density influences assessment and application of site index». *Canadian journal of forest research*. Vol. 30, no 9, p. 1472-1475.
- MacKinnon, W.E., et D.A. MacLean. 2004. «Effects of surrounding forest and stand conditions on growth reduction caused by spruce budworm defoliation ». *Canadian journal of forest research*. Vol. 34, p. 2351-2362.

- MacPherson, Daniel N. 2000. «Is growth of trembling aspen affected by white spruce understories in Alberta's boreal mixedwood forests ?». Edmonton, Department of Renewable Resources, University of Alberta, 55 p.
- Magnussen, S. et P. Boudewyn. 1998. «Derivations of stand heights from airborne laser scanner data with canopy-based quantile estimators». *Canadian journal of forest research*. Vol. 28, p. 1016-1031.
- Magnussen, S., François A. Gougeon, Donald G. Leckie et Michael Wulder. 1999. «Predicting tree heights from a combination of lidar canopy heights and digital stem counts». In IUFRO Conf. on remote sensing and monitoring. Rogow, Poland. 1-3 juin.
- Maltamo, M., K. Eerikainen, J. Pitkanen, J. Hyypä et M. Vehmas. 2004. «Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions». *Remote sensing of environment*. Vol.90, p. 319-330.
- Man, R., et Victor J. Lieffers. 1999. «Are mixtures of aspen and white spruce more productive than single species?». *The Forestry Chronicle*. Vol. 75, no 3.
- Mantel, N. 1967. «The detection of disease clustering and a generalized regression approach». *Cancer Research*. Vol. 27, p. 209-220.
- Mathey, A.H. 2001. *Investigation into the productivity of single and mixed species second-growth stands of lodgepole pine and black spruce*. Thèse de maîtrise. Vancouver, Université de Colombie Britannique.
- McCombs, John W., Scott D. Roberts et David L. Evans. 2003. «Influence of fusing lidar and multispectral imagery on remotely sensed estimates of stand density and mean tree height in a managed loblolly pine plantation». *Forest science*. Vol. 49, no 3, p. 457-466.
- McLintock, T.F., et C.A Bickford. 1957. «A proposed site index for red spruce in northeast». *USDA For.Serv. Northeast For. Exp. Stn.* vol. Paper 93.
- Means, J.E., S.A. Acker, D.J. Harding, J.B. Blair, M.A. Lefsky, W.B. Cohen, M.E. Harmon et W.A. McKee. 1999. «Use of large-footprint scanning airborne lidar to estimate forest stand characteristics in the Western Cascades of Oregon». *Remote sensing of environment*, Vol. 67, p.298-308.
- Mesplé, F. Troussellier, M., Casellas, C., Legendre, P. 1996. «Evaluation of simple statistical criteria to qualify a simulation». *Ecological Modelling*. Vol. 88, p. 9-18.
- Miller, D.R., C.P. Quine et W. Hadley. 2000. «An investigation of the potential of digital photogrammetry to provide measurements of forest characteristics and abiotic damage». *Forest ecology and management*. Vol. 135, p. 279-288.
- Morin, Hubert, Danielle Laprise et Y. Bergeron. 1993. «Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region». *Canadian journal of forest research*. Vol. 23, p. 1497-1506.
- Morin, Hubert. 1994. «Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Québec». *Canadian journal of forest research*. Vol. 24, p. 730-741.

- MRNF. 2004. Manuel d'aménagement forestier. 4e édition. Québec, Ministère de ressources naturelles et la faune.
- MRNF. 2006. Normes d'inventaire forestier : les placettes-échantillons permanentes. Édition provisoire. Québec, Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Naesset, Erik. 1997a. «Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data». *Remote sensing of environment*. Vol. 61, p. 246-253.
- Naesset, Erik. 1997b. «Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data». *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*. Vol. 52, p.49-56.
- Naesset, E. et K.O. Bjerknes. 2001. «Estimating tree heights and number of stems in young forest stands using airborne laser scanner data». *Remote sensing of environment*. Vol. 78, p. 328-340.
- Naesset, E. et T. Okland. 2002. «Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve». *Remote sensing of environment*. Vol. 79, p. 105-115.
- Naesset, Erik. 2002. «Determination of mean tree height of forest stands by digital photogrammetry». *Scandinavian journal of forest research*. Vol. 17, p. 446-459.
- Naesset, Erik, et Terje Gobakken. 2005. «Estimating forest growth using canopy metrics derived from airborne laser scanner data». *Remote sensing of environment*. Vol. 96, p. 453-465.
- Nakashizuka, Tohru, Toshio Katsuki et Hiroshi Tanaka. 1995. «Forest canopy structure analyzed by using aerial photographs». *Ecological research*. Vol. 10, p. 13-18.
- Nelson, R., W. Krabill, J. Tonelli. 1988. «Estimating forest biomass and volume using airborne laser data». *Remote sensing of environment*. Vol. 24, no 2, p. 247-267.
- Nicholas, N.S., et S.M. Zedaker. 1992. «Expected stand behavior site quality estimation for southern Appalachian red spruce.». *Forest ecology and management*. Vol. 47, p. 39-50.
- Nilsson, M. 1996. «Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system». *Remote sensing of environment*. Vol. 56, p. 1-7.
- Oliver, Chadwick Dearing, et Bruce C. Larson. 1996. *Forest stand dynamics*, Update edition. New York ; Montréal: John Wiley & Sons inc., xvii, 520 p.
- Päivinen, Risto. 1987. «Metsän inventoinnin suunnittelumalli». *Joensuun yliopiston luonnontieteellisiä julkaisuja n:o 11*, p. 179. In: Yu, X., J. Hyypä, H. Kaartinen et M. Maltamo. 2004. «Automatic detection of harvested trees and determination of forest growth using airborne laser scanning». *Remote sensing of environment*. Vol. 90, p. 451-462.
- Palik, B.J., et K.S. Pregitzer. 1995. «Variability in early height growth rate of forest trees: implications for retrospective studies of stand dynamics». *Canadian journal of forest research*. Vol. 25, p. 767-776.

- Pereira, L., et L. Janssen. 1999. «Suitability of laser data for DTM generation: a case study in the context of road planning and design». *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensign*. Vol. 54, p. 244-253 in Reutebuch, Stephen E., J.H. McCaughey, Gidske L. Andersen et George C. Carlson. 2003. «Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy». *Canadian journal of forest research*. Vol. 29, no 5, p. 527-535.
- Perron, J.-Y., L. Blais, G. Blais, J.-P. Carpentier, J. Cloutier, B. D. Degan, D. Demers, R. Gagnon, J.-P. Létourneau, P. Morin et Y. Richard. 1996. « Inventaire forestier ». In: *Manuel de foresterie*, sous la dir. de l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, p. 389-473. Québec, Université Laval.
- Person, A., J. Holmgren et U. Soderman. 2002. « Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner ». *Photogrammetric engineering and remote sensing*. Vol. 68, no 9, p.925-932.
- Plonski, W.L. 1974. *Normal yield tables (metric) for major forest species of Ontario*. Toronto: Ontario Ministry of natural resources, Div. For., 40 p.
- Porté, A., et H.H. Bartelink. 2002. «Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management». *Ecological modelling*. Vol. 150, p. 141-188.
- Pothier, David, René Doucet et J. Boily. 1995. «The effect of advance regeneration of height on future yield of black spruce stands». *Canadian journal of forest research*. Vol. 25, p. 536-544.
- Pothier, David, et France Savard. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Québec: le Ministère, [Forêt Québec], ix, 183 p. p.
- Pothier, David, et Québec (Province). Direction de la recherche forestière. 2003. *Recherche en sylviculture et rendement de la forêt boréale québécoise*. Coll. «Note de recherche forestière ; no 121». Sainte-Foy: Direction de la recherche forestière, [Ressources naturelles, faune et parcs, 6 p. p.
- Provencher, Léo, et Jean-Marie Dubois. 2007. *Méthodes de photointerprétation et d'interprétation d'image*, 4 t. Coll. «Précis de télédétection», no 4. Sillery (verifier): Presses de l'Université du Québec.
- Puettmann, K.J., D.E. Hibbs et D.W. Hann. 1992. «The dynamics of mixed stands of *Alnus rubra* and *Pseudotsuga menziessi*: extension of size-density analysis to species mixtures». *Journal of ecology*. Vol.80, no 3, p. 449-458.
- Raulier, Frédéric, Marie-Claude Lambert, David Pothier et Chhun-Huor Ung. 2003. «Impact of dominant tree dynamics on site index curves». *Forest ecology and management*. Vol. 184, p. 65-78.
- Renaud, Alain. 2000. «Cartographie du volume ligneux des peuplements de la forêt boréale à l'aide de données d'altimétrie laser». Montréal, Département de Géographie, Université du Québec à Montréal, 113 p.



- Reutebuch, Stephen E., J.H. McCaughey, Gidske L. Andersen et George C. Carlson. 2003. «Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy». *Canadian journal of forest research*. Vol. 29, no 5, p. 527-535.
- Richards, F.J. 1959. «A flexible growth function for empirical use». *J. Exp. Bot.* vol. 10, p. 290-300.
- Ritchie, J.C. 1995. «Airborne laser altimeter measurements of landscape topography. Remote sensing of environment». Vol. 53, p. 91-96.
- Roggero, M. 2001. Airborne laser scanning: clustering in raw data. *International archives of photogrammetry and remote sensing* (Annapolis, 22-24 Octobre). p. 227-232.
- Rondeux, Jacques. 1999. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*, [2e éd.]. Gembloux: Les Presses agronomiques de Gembloux, xx, 521 p. p.
- Rowe, J.S. 1972. Forest regions of Canada. Can. For. Serv. Publication no. 1300
- Saucier, J-P., et A. Groot. 2008. «Modélisation des peuplements complexes et de l'effet des traitements sylvicoles». In *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Sylvie Gauthier, Marie-Andrée Vaillancourt, Alain Leduc, Louis De Grandpré, Daniel Kneeshaw, Hubert Morin, Pierre Drapeau et Yves Bergeron, p. 568. Québec: Presses de l'Université du Québec.
- Schwabisch, M., et Moreira, J. 1999. «The high resolution airborne interferometric SAR AeS-1». In *Proc. of the 4th international airborne remote sensing conference and exhibition/21st canadian symposium on remote sensing* (21-24 June) in -----, 2006. «Active remote sensing». In *Computer applications in sustainable forest management: including perspectives on collaboration and integration*, G. Shao et K.M. Reynolds. The Netherlands: Springer-Verlag.
- Sharma, M., et J. Parton. 2007. «Height-diameter equations for boreal tree species in Ontario using a mixed-effects modelling approach». *Forest ecology and management*. Vol. 249, p. 187-198.
- Sithole, George. 2001. Filtering of laser altimetry data using a slope adaptative filter. *International archives of photogrammetry and remote sensing* (Annapolis, 22-24 Octobre). 203-210 p.
- Sithole, George, et G. Vosselman. 2004. «Experimental comparison of filter algorithms for bare-earth extraction from airborne laser scanning point clouds». *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensign*. Vol. 59, p. 85-101.
- Smith, F.W., Bruce C. Larson, Colin Kelly, P. Mark et S. Ashton. 1997. *The practice of silviculture: applied ecology*. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Spurr, Stephen H., et Burton V. Barnes. 1992. *Forest ecology*, 3ième éd. Malabar, Florida: Krieger Publishing Company.
- St-Onge, B. 1999. Estimating individual tree heights of the boreal forest using airborne laser altimetry and digital videography. *Compte rendu de la conference Mapping surface structure and topography by airborne and spaceborne lasers*. La Jolla. California. 179-184

- St-Onge, Benoît, et Nora Achaichia. 2001. «Measuring forest canopy height using a combination of lidar and aerial photography data». In *International archives of photogrammetry and remote sensing* (22-24 octobre).
- St-Onge, Benoît, Paul Treitz et Michael Wulder. 2003. «Tree and canopy height estimation with scanning lidar». In *Remote sensing of forest environments: concepts and case studies*, Michael Wulder et Steven E. Franklin, p. 520. Boston, Dordrecht, London: Kluwer Academic Publishers.
- St-Onge, Benoît, Julien Jumelet, Mario Cobello et Cédric Véga. 2004. «Measuring individual tree height using a combination of stereophotogrammetry and lidar». *Canadian journal of forest research*. Vol. 34, p. 2122-2130.
- St-Onge, Benoît. 2005. «L'altimétrie laser à balayage» *Revue Internationale de Géomatique*. vol.14, p. 531-558
- St-Onge, B. 2007. «La télédétection lidar: théorie, applications et mise en oeuvre». In *Atelier de formation continue de l'association québécoise de télédétection* (avril 27th
- Stage, A. R., et C. Salas. 2007. «Interactions of elevation, aspect, and slope in models of forest species composition and productivity». *Forest science*. Vol. 53, no 4, p. 486-492.
- Stout, B.B., et D.L. Shumway. 1982. «Site quality estimation using height-diameter». *Forest science*. vol. 28, p. 639-645.
- Suarez, Juan C., Carlos Ontiveros, Steve Smith et Stewart Snape. 2005. «Use of airborne lidar and aerial photography in the estimation of individual tree heights in forestry». *Computers and Geosciences*. Vol. 31, p. 253-262.
- Tickle, P.K., A. Lee, R.M. Lucas, J. Austin et J. Witte. 2006. «Quantifying Australian forest floristics and structure using small footprint lidar and large scale aerial photography». *Forest ecology and management*. Vol. 223, p. 379-394.
- Titus, Stephen J., et David J. Morgan. 1985. «Tree height: can large scale photo measurements be more accurate than field measurements ?». *Forestry Chronicle*. Vol. 61, no 3, p. 214-217.
- Tomé, J., M. Tomé, S. Barreiro et J. Paulo. 2006. «Age-independent difference equations for modelling trees and stand growth». *Canadian journal of forest research*. Vol. 36, p. 1621-1630.
- Trichon, Valérie, et Marie-Pierre Julien. 2006. «Tree species identification on large-scale aerial photographs in a tropical rain forest, French Guiana: application for management and conservation». *Forest ecology and management*. Vol. 225, p. 51-61.
- Tyrrell, L.E., et T.R. Crow. 1994. «Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age». *Ecology*. vol. 75, p. 370-386.
- Ung, Chhun-Huor, Pierre Y. Bernier, Frédéric Raulier, Richard A. Fournier, Marie-Claude Lambert et Jacques Régnière. 2001. «Biophysical site indices for shade tolerant and intolerant boreal species». *Forest science*. Vol. 47, no 1, p. 83-95.

- Vandermeer, J. 1989. The ecology of intercropping Cambridge University Press, 237 p.
- Varga, P., H.Y.H. Chen, K. Klinka. 2005. Tree-size diversity between sing and mixed species stands in three forest types in western Canada. *Canadian journal of forest research*. Vol 35 : 593-601.
- Véga, Cédric. 2006. «Cartographie des changements de hauteur du couvert forestier, de l'âge et de l'indice de qualité de station par altimétrie laser et photogrammétrie». Montréal, Département de science de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 218 p.
- Véga, Cédric, et Benoît St-Onge. 2008. « Mapping site index and age by linking a time series of canopy height models with growth curves». *Forest ecology and management*. Vol. 257, no 3, p. 951-959.
- Vepakomma, Udayalakshmi, Benoit St-Onge et Daniel Kneeshaw. 2008. «Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data». *Remote sensing of environment*. Vol. 112, no 5, p. 2326-2340.
- Vosselman, G. 2000. Slope based filtering of laser altimetry. *International archives of photogrammetry and remote sensing*. 958-964 p.
- Wang, G. G. 1998. «Is height of dominant trees at a reference diameter an adequate measure of site quality?». *Forest ecology and management*. Vol. 112, p. 49-54.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Amer. Statist. Assoc.* 58, 236-244. Cité dans Legendre P. et Legendre, L. 1998. *Numerical ecology* (2ième édition). Amsterdam : Elsevier
- Wehr, A., et U. Lohr. 1999. «Airborne laser scanning - an introduction and overview». *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensign*. Vol. 54, p. 68-82 in Véga, Cédric. 2006. «Cartographie des changements de hauteur du couvert forestier, de l'âge et de l'indice de qualité de station par altimétrie laser et photogrammétrie». Montréal, Département de science de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 218 p.
- Wulder, M., D. Seemann, A. Bouchard. 2001. Within polygon grid based sampling for height estimation with lidar. In *Proceedings of the 23rd Canadian symposium on remote sensing*. 10e congrès de l'association québécoise de télédétection. Remote sensing in the third millennium: from global to local. Aout 21-24. Québec. CASI, Ottawa. 265-269
- Wulder, Michael, et David Seemann. 2003. «Forest inventory height updata through the integration of lidar data with segmented landsat imagery». *Canadian journal of forest research*. Vol. 29, no 5, p. 536-543.
- Wykoff, W.R., N.L. Crookston et A. R. Stage. 1982. «User's guide to the stand prognosis model». *U.S. For. Ser. Gen. Tech. Res.* vol. INT 133.
- Yang, R.C., A. Kozak et J.H.G Smith. 1978. «The potential of Weibull-type functions as flexible growth curves». *Canadian journal of forest research*. Vol. 8, p. 424-431.
- Yu, X., J. Hyypä, H. Kaartinen et M. Maltamo. 2004. «Automatic detection of harvested trees and determination of forest growth using airborne laser scanning». *Remote sensing of environment*. Vol. 90, p. 451-462.

- Zagalikis, G., A.D. Cameron et D.R. Miller. 2005. «The application of digital photogrammetry and image analysis techniques to derive tree and stand characteristics». *Canadian journal of forest research*. Vol. 35, p. 1224-1237.
- Zhang, K., S.-C. Chen, D. Whitman, M.-L. Shyu, J. Yan et C. Zhang. 2003. «A progressive morphological filter for removing nonground measurements from airborne lidar data». *IEEE transactions on geosciences and remote sensing*. Vol. 41, no 4, p. 872-882.
- Zingg, Andreas. 1994. «Top heights in mixed stands: their definition and calculation». In Symposium of the IUFRO Working Groups: S4.01-03: Design, Performance and Evaluation of Experiments. S4.01-04: Growth Models for Trcc and Stand Simulation